Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Carcajou
Gulo gulo

au Canada

PRÉOCCUPANTE
2014

COSEPAC
Comité sur la situation des espèces en péril au Canada

COSEWIC
Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2014. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le carcajou (*Gulo gulo*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xiv + 87 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le carcajou (*Gulo gulo*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 51 p.

DAUPHINÉ, T.C. 1989. Update COSEWIC status report on the wolverine *Gulo gulo* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 31 p.

KELSALL, J.P. 1982. COSEWIC status report on the wolverine *Gulo gulo* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 50 p.

Note de production :
Le COSEPAC remercie Brian G. Slough d'avoir rédigé le rapport de situation sur le carcajou (*Gulo gulo*) au Canada, aux termes d'un marché conclu avec Environnement Canada. La supervision et la révision du rapport ont été assurées par Graham Forbes, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Wolverine *Gulo gulo* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Carcajou — Illustration : Lee Mennell.

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/329-2014F-PDF
ISBN 978-0-660-22216-5

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – mai 2014

Nom commun
Carcajou

Nom scientifique
Gulo gulo

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
La population canadienne estimée de ce carnivore, dont l'aire de répartition est étendue, dépasse probablement les 10 000 individus matures. Bien que des augmentations de population semblent avoir lieu dans certaines parties des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut, du Manitoba et de l'Ontario, des déclins ont été observés dans la partie sud de l'aire de répartition, p. ex. en Colombie-Britannique, et les populations d'une grande partie de l'aire de répartition (Québec et Labrador) ne se sont pas rétablies. L'espèce pourrait avoir disparu de l'île de Vancouver. Les estimations de population sont très limitées et les tendances ne sont pas connues. La plupart des données se limitent aux enregistrements de récolte et les taux de récolte pourraient être sous-déclarés car de nombreuses peaux à usage domestique ne sont pas incluses dans les statistiques officielles. Cependant, il n'y a aucune indication de déclin des récoltes depuis les trois dernières générations. L'habitat de cette espèce est de plus en plus fragmenté à cause de l'activité industrielle, en particulier dans la partie sud de l'aire de répartition, et l'accès accru des véhicules motorisés augmente la pression de récolte. Les changements climatiques ont probablement des conséquences sur les animaux dans la partie sud de l'aire de répartition, et on s'attend à ce que ces effets augmentent vers le nord. Cette espèce a un faible taux de reproduction, est vulnérable aux perturbations anthropiques et nécessite de vastes zones sûres pour maintenir des populations viables.

Répartition
Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Terre-Neuve-et-Labrador

Historique du statut
L'espèce a été considérée comme une unité et a été désignée « préoccupante » en avril 1982. Division en deux populations en avril 1989 (population de l'Est et population de l'Ouest). La désignation initiale a été désactivée. En mai 2014, la population de l'Est et la population de l'Ouest ont été considérées comme une seule unité dans toute l'aire de répartition canadienne et a été désignée « préoccupante ».

COSEPAC
Résumé

Carcajou
Gulo gulo

Description et importance de l'espèce sauvage

Le carcajou est un carnivore trapu de taille moyenne, et le plus grand mustélidé terrestre. Il possède une longue fourrure rugueuse et lustrée, dont la couleur peut varier du brun au noir. Souvent, il arbore un masque facial pâle et des bandes latérales, qui partent des épaules et se croisent à la base de la queue. La structure de son crâne est robuste, ce qui lui permet de broyer les os et les carcasses gelées pour les consommer. La femelle adulte pèse entre 7,5 et 12,5 kg, tandis que le mâle adulte atteint un poids variant entre 13 et 18 kg.

Une seule sous-espèce, *Gulo gulo luscus*, a une aire de répartition couvrant la plus grande partie du Canada. Il faudra des études plus poussées pour établir si la population de l'île de Vancouver constitue une sous-espèce distincte, *G. gulo vancouverensis*. Une seule unité désignable est reconnue pour la population canadienne.

Le carcajou pourrait être un indicateur de la santé d'un écosystème, du fait de sa dépendance envers de vastes écosystèmes interconnectés qui entretiennent des populations de grands carnivores et d'ongulés, sources de charogne. Il s'agit d'un animal à fourrure dont la peau a une grande valeur commerciale, mais beaucoup de peaux n'atteignent pas le marché : elles sont conservées pour un usage local, particulièrement dans l'Arctique, où la fourrure résistant au givre sert de garniture pour les parkas.

Répartition

Le carcajou occupe des régions du nord de l'Eurasie et de l'Amérique du Nord. Au Canada, on le trouve dans des zones forestières du nord et de l'ouest, dans la toundra alpine des montagnes de l'ouest et dans la toundra arctique. Il reste à déterminer si le carcajou est actuellement présent sur l'île de Vancouver, au Québec ou au Labrador. La diminution de l'aire de répartition du carcajou a débuté au XIX^{e} siècle, et des populations sont disparues du Nouveau-Brunswick, du sud de l'Ontario et des tremblaies-parcs au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta.

Habitat

Le carcajou utilise une grande variété d'associations végétales, en forêt et dans la toundra. L'habitat doit comporter des sources adéquates de nourriture à longueur d'année, principalement des petites proies comme les rongeurs et le lièvre d'Amérique, ainsi que des carcasses de grands ongulés comme l'orignal, le caribou et le bœuf musqué. La femelle fait sa tanière sous des rochers couverts de neige ou des arbres tombés, ou dans des tunnels de neige. Le carcajou se reproduit dans des aires où la couverture neigeuse persiste au moins jusqu'en avril.

Biologie

La plupart des femelles s'accouplent après avoir atteint l'âge de deux ou trois ans, produisant des portées moyennes de deux petits. Le domaine vital du carcajou se situe entre 50 et 400 km^2 pour la femelle (à son plus réduit pendant les périodes de mise bas) et entre 230 et 1 580 km^2 pour le mâle. Les domaines vitaux peuvent se chevaucher entre des membres du même sexe et de sexes opposés, mais les domaines vitaux des femelles en âge de reproduction ne se chevauchent pas. La taille du domaine vital dans l'est de l'aire de répartition n'est pas connue. Le carcajou a une faible densité de population, entre 5 et 10 individus par 1 000 km^2. Le carcajou est un prédateur et un charognard, qui cache souvent de la nourriture pour la consommer plus tard. La prédation et la famine sont des sources de mortalité pour l'espèce. Les sources anthropiques de mortalité comprennent le piégeage, la chasse et les collisions avec un véhicule.

Taille et tendances des populations

Le degré de confiance à l'égard de la taille et des tendances des populations soulève des doutes, car la plupart des données de population sont dérivées de registres de récolte, et la proportion de récolte non déclarée varie dans l'aire de répartition. La taille de la population canadienne n'est pas connue, mais dépasse probablement les 10 000 adultes. Le carcajou est disparu (ou probablement disparu) d'une grande partie du sud et de l'est du Canada. Des observations de carcajou continuent d'être signalées dans l'aire de répartition de la sous-population de l'est (Québec et Labrador), mais aucune observation n'a été confirmée depuis 1978. La dernière observation confirmée sur l'île de Vancouver remonte à 1991, et la disparition de l'espèce y est probable. On se préoccupe d'un déclin en Colombie-Britannique et dans certaines parties de l'Alberta, où l'effectif du caribou du sud et des montagnes centrales, la principale proie du carcajou, continue de baisser et où l'habitat se fragmente. Des études sur le terrain réalisées depuis 2003 semblent indiquer que le carcajou est plus abondant qu'on ne le croyait auparavant dans certaines parties des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut. La sous-population de la région des terres nues des Territoires du Nord-Ouest diminuerait, tandis que de récents relevés dans les îles de l'Arctique de l'Ouest suggèrent une augmentation de la population, sans que l'on sache s'il s'agit d'individus résidents ou de passage. Les tendances de la population ne sont pas connues mais, selon de nombreuses sources comme des

études sur le terrain, les connaissances traditionnelles autochtones et des enquêtes auprès de trappeurs, les populations seraient stables dans certaines parties du nord de l'aire de répartition depuis les trois dernières générations (22,5 années). La population de carcajous dans le nord du Manitoba et de l'Ontario pourrait être en croissance; des relevés aériens dans le nord de l'Ontario ont révélé une réoccupation de l'aire de répartition vers l'est, en direction de la baie James et du Québec.

Menaces et facteurs limitatifs

La variabilité de l'effort de piégeage, l'incertitude relative aux niveaux réels de récolte dans certaines compétences et l'efficacité accrue de la chasse, favorisée par l'utilisation de la motoneige, soulèvent des préoccupations quant au potentiel de récolte excessive et à la capacité de documenter la taille et les tendances de la population. Les corridors de transport, l'exploitation forestière, les aménagements hydroélectriques, l'exploration et la mise en valeur des ressources minières, pétrolières et gazières augmentent l'accès à la récolte et contribuent à des pertes permanentes, temporaires ou fonctionnelles d'habitat (sensibilité aux perturbations) qui pourraient déstabiliser des populations.

Le déclin du caribou à titre de viande de charogne, en particulier au Québec et au Labrador où peu de carcajous semblent subsister, pourrait entraver le rétablissement de la population. Parmi d'autres facteurs susceptibles de limiter les populations, on compte la récolte, la perturbation des aires de tanière, les menaces qui pèsent sur l'habitat et les fluctuations des populations de loups et d'autres carnivores dont les proies sont source de charogne. Le résultat de l'évaluation des menaces indique un impact global des menaces calculé de niveau moyen.

Protection, statuts et classements

En 2003, le carcajou recevait la désignation « en voie de disparition » du COSEPAC, pour être inscrit à la liste de l'Annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP). La population de l'Ouest (appelée sous-population de l'ouest dans le présent rapport) a été désignée « espèce préoccupante » par le COSEPAC en 2003, mais n'a pas été inscrite à la liste de la LEP en raison de préoccupations exprimées par le Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut. Le carcajou porte la désignation « en voie de disparition » (Endangered) au Labrador, et « menacée » en Ontario et au Québec (*nota :* « menacée » est l'équivalent de « en voie de disparition » au Québec). Les autres désignations provinciales se situent entre aucun classement, sensible (Sensitive) et préoccupante (Special Concern). Les classements de NatureServe (2013) sont « gravement en péril » (S1) pour le Québec et Terre-Neuve-et-Labrador, et « en péril » (S2) pour l'Ontario. La population de l'île de Vancouver est désignée « en péril ». Le carcajou est protégé contre la récolte non autochtone au Québec, à Terre-Neuve-et-Labrador et en Ontario, mais il peut y avoir une récolte non déclarée. La récolte autochtone s'effectuerait dans la partie nord de l'aire de répartition (baie James et territoire visé par la Convention de la Baie-James et du Nord

québécois). Le carcajou est piégé et chassé dans la plupart des autres aires de son aire de répartition confirmée.

Protection et propriété de l'habitat

L'aire de répartition du carcajou compte de nombreuses aires protégées, mais des refuges de plus de 20 000 km^2 pourraient être nécessaires pour maintenir une population de carcajous. De nombreux parcs nationaux, provinciaux et territoriaux du nord autorisent le piégeage. Dans les parcs du sud, le rétablissement de la population pourrait être entravé par des aménagements routiers qui créent des obstacles aux déplacements, et des activités comme le ski et la motoneige qui peuvent perturber les femelles en période de mise bas.

RÉSUMÉ TECHNIQUE

Gulo gulo
Carcajou Wolverine

Répartition au Canada : Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Nunavut, Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba, Ontario, Québec, Terre-Neuve-et-Labrador.

Données démographiques

Durée d'une génération (âge estimatif moyen des femelles en âge de se reproduire dans la population).	7,5 années
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre total d'individus matures? *Dernière observation confirmée dans la sous-population de l'est en 1978, et sur l'île de Vancouver en 1991.*	Non; des déclins sont survenus dans le sud et l'est, mais certaines populations pourraient être en croissance dans le nord.
Pourcentage estimé de déclin continu du nombre total d'individus matures sur deux générations (15 ans). *Les indicateurs de récolte d'une grande partie de l'aire de répartition du nord semblent dénoter des populations stables, mais la valeur des données de piégeage est incertaine.*	Inconnu, mais peut-être croissant dans le nord et probablement décroissant dans le sud de l'aire de répartition.
Pourcentage observé de réduction du nombre total d'individus matures au cours des trois dernières générations (22,5 années).	0
Pourcentage prévu de réduction du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois générations (22,5 années).	Inconnu
Pourcentage observé d'augmentation du nombre total d'individus matures au cours de toute période de trois dernières générations commençant dans le passé et se terminant dans le futur. *De possibles augmentations de population ont été rapportées au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest.*	Inconnu
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé? *Les déclins sur l'île de Vancouver et au sein de la sous-population de l'est ne sont pas compris et n'ont pas été renversés.*	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition et l'occupation

Superficie estimée de la zone d'occurrence. *Si l'on utilise des observations non confirmées de la sous-population de l'est, la ZO compterait 0,88 million km² de plus.*	>10 000 000 km²
Indice de zone d'occupation (IZO).	>4 000 km²

La population est-elle gravement fragmentée?	Non
Nombre de localités*	Nombreuses
Y a-t-il un déclin continu observé de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé de l'indice de zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il un déclin continu observé de la qualité de l'habitat?	Oui, dans certaines régions, notamment le sud de l'aire de répartition et des zones de développement industriel.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures dans chaque population

Sous-population de l'ouest (Ontario, Manitoba, Nunavut, Territoires du Nord-Ouest, Yukon, Saskatchewan, Alberta, Colombie-Britannique)	Inconnu, probablement >10 000
Sous-population de l'est (Labrador, Québec)	Inconnu, probablement près de 0
Total	Inconnu, probablement >10 000 individus matures

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	Non réalisée, mais la probabilité est vraisemblablement élevée dans l'aire de répartition de la sous-population de l'est.

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

Possible récolte excessive rattachée à des niveaux de récolte inconnus et facilitée par un accès étendu lié à l'utilisation de la motoneige. Perte d'habitat (permanente, temporaire ou fonctionnelle) et fragmentation à cause de la foresterie, de l'agriculture, de la mise en valeur des hydrocarbures, des réservoirs hydroélectriques et des routes. Dans le sud de l'aire de répartition, perte d'habitat fonctionnel à cause de perturbations provenant d'activités récréatives, comme le VTT, la motoneige, la randonnée et le ski pendant la période de mise bas, le long des routes et sentiers. Le déclin de populations d'ongulés (caribou en particulier) signifie la perte d'une importante source de nourriture. Le changement climatique est préoccupant dans le sud de l'aire de répartition.

* Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN, 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Situation des populations de l'extérieur *Non en péril en Alaska; population adjacente au nord de la Colombie-Britannique et au Yukon.* *Sensible ou en péril dans les États contigus des États-Unis et espèce candidate à l'inscription fédérale à titre d'espèce menacée; la population du sud est adjacente à la Colombie-Britannique et l'Alberta.*	Non en péril en Alaska; potentiellement menacée dans les États américains au sud du Canada.
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Oui
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Oui
La possibilité d'une immigration depuis des populations externes existe-t-elle? *Immigration possible depuis l'Alaska, mais peu probable depuis les États américains contigus.*	Oui/non

Nature délicate de l'information sur l'espèce

L'information concernant l'espèce est-elle de nature délicate?	Non

Historique du statut

L'espèce a été considérée comme une unité et a été désignée « préoccupante » en avril 1982. Division en deux populations en avril 1989 (population de l'Est et population de l'Ouest). La désignation initiale a été désactivée. En mai 2014, la population de l'Est et la population de l'Ouest ont été considérées comme une seule unité dans toute l'aire de répartition canadienne et a été désignée « préoccupante ».

Statut et justification de la désignation

Statut	**Code alphanumérique**
Préoccupante	Sans objet

Justification de la désignation

La population canadienne estimée de ce carnivore, dont l'aire de répartition est étendue, dépasse probablement les 10 000 individus matures. Bien que des augmentations de population semblent avoir lieu dans certaines parties des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut, du Manitoba et de l'Ontario, des déclins ont été observés dans la partie sud de l'aire de répartition, p. ex. en Colombie-Britannique, et les populations d'une grande partie de l'aire de répartition (Québec et Labrador) ne se sont pas rétablies. L'espèce pourrait avoir disparu de l'île de Vancouver. Les estimations de population sont très limitées et les tendances ne sont pas connues. La plupart des données se limitent aux enregistrements de récolte et les taux de récolte pourraient être sous-déclarés car de nombreuses peaux à usage domestique ne sont pas incluses dans les statistiques officielles. Cependant, il n'y a aucune indication de déclin des récoltes depuis les trois dernières générations. L'habitat de cette espèce est de plus en plus fragmenté à cause de l'activité industrielle, en particulier dans la partie sud de l'aire de répartition, et l'accès accru des véhicules motorisés augmente la pression de récolte. Les changements climatiques ont probablement des conséquences sur les animaux dans la partie sud de l'aire de répartition, et on s'attend à ce que ces effets augmentent vers le nord. Cette espèce a un faible taux de reproduction, est vulnérable aux perturbations anthropiques et nécessite de vastes zones sûres pour maintenir des populations viables.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) : Inconnu. Déclin constaté dans certaines parties de l'aire de répartition de l'espèce, mais augmentation possible ailleurs.
Critère B (petite aire de répartition et déclin ou fluctuation) : Sans objet. La zone d'occurrence et l'indice de zone d'occupation dépassent les seuils.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Sans objet. La population dépasse probablement les 10 000 individus matures.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Sans objet. La population dépasse les 1 000 individus matures.
Critère E (analyse quantitative) : Sans objet. La population canadienne n'a pas fait l'objet d'une analyse.

PRÉFACE

Avis : Certains des renseignements utilisés ou donnés en référence dans le présent document sont protégés par le droit d'auteur du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, et ils ont été réunis au nom du Northwest Territories Species at Risk Committee aux termes d'un marché conclu avec le Department of Environment and Natural Resources (Northwest Territories Species at Risk Committee [NWT SARC], 2013).

La désignation originale du statut du carcajou par le COSEPAC en avril 1982 était celle d'espèce « rare », qui correspondait avant 1990 au statut d'espèce « préoccupante » (Kelsall, 1981). En avril 1989, deux populations étaient distinguées, soit la population de l'Est, au Québec et au Labrador, et la population de l'Ouest, en Ontario, au Manitoba, en Saskatchewan, en Alberta, en Colombie-Britannique, au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut (Dauphiné, 1989). La justification de cette distinction reposait sur la population très faible, sinon disparue, au Québec et au Labrador, plutôt que sur les critères d'importance ou de caractère distinct prévus par les lignes directrices actuelles du COSEPAC. Dauphiné (1989) proposait de catégoriser la population de l'est comme « disparue ».

Les désignations de statut du COSEPAC étaient « vulnérable » pour la population de l'Ouest (correspondant aussi à la désignation « préoccupante », de 1990 à 1999) et « en voie de disparition » pour la population de l'Est. En mai 2003, les désignations de statut étaient confirmées pour les populations de l'Ouest (préoccupante) et de l'Est (en voie de disparition) (COSEPAC, 2003). La population de l'Est est inscrite à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* comme étant en voie de disparition, mais la population de l'Ouest n'a pas été inscrite à la liste afin de poursuivre les consultations avec le Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut (Nunavut Wildlife Management Board; NWMB) et le gouvernement du Nunavut. Les difficultés relevées par le NWMB étaient axées sur le manque de connaissances traditionnelles autochtones, des consultations inadéquates, des enjeux liés à l'accord de règlement des revendications territoriales et des preuves d'une population croissante au Nunavut (Crystal, comm. pers., 2014). Le processus de consultation a eu lieu en 2005, mais le ministre de l'Environnement n'a pas produit de recommandation.

Un nombre considérable de projets de recherche sur le carcajou en cours lors de la rédaction du précédent rapport de situation (COSEPAC, 2003) ont depuis été menés à bien. Des études ont été publiées à propos de l'effet du réchauffement planétaire sur la couverture neigeuse printanière tardive dont le carcajou a besoin dans son habitat, sur la structuration génétique en périphérie est et sud-ouest de l'aire de répartition du carcajou, sur la répartition et l'abondance du carcajou en bordure est de l'aire de répartition de l'espèce en Ontario, ainsi que sur l'estimation des densités de population dans l'écozone du Bas-Arctique dans les Territoires du Nord-Ouest et au Nunavut, et dans des milieux subalpins et de contreforts dans l'ouest de l'Alberta.

Les écozones et écorégions mentionnées dans le présent rapport s'inspirent du schéma présenté par le Groupe de travail sur la stratification écologique (1995). Les huit aires écologiques nationales du COSEPAC représentent des regroupements des quinze écozones terrestres.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2014)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Carcajou

Gulo gulo

au Canada

2014

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 4
Nom et classification 4
Description morphologique 4
Structure spatiale et variabilité de la population 5
Unités désignables 6
Données sur le caractère distinct 7
Données sur l'importance 7
Importance de l'espèce 11
RÉPARTITION 13
Aire de répartition mondiale 13
Aire de répartition canadienne 15
Zone d'occurrence et zone d'occupation 17
Activités de recherche 17
HABITAT 22
Besoins en matière d'habitat 22
Tanières 23
Tendances en matière d'habitat 24
BIOLOGIE 26
Cycle vital et reproduction 27
Physiologie et adaptabilité 28
Déplacements et dispersion 28
Relations interspécifiques 29
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 30
Activités et méthodes d'échantillonnage 30
Abondance et tendances 32
Fluctuations et tendances 44
Immigration de source externe 44
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 45
Récolte 45
Routes et corridors de transport 47
Facteurs biologiques 48
Changement climatique 49
Attitude du public 50
Activités récréatives 50
Conflits aux sites de mise en valeur des ressources 51
Nombre de localités 52
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 52
Statuts et protection juridique 52
Statuts et classements non juridiques 53
Protection et propriété de l'habitat 55
REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 56
Experts contactés 56

SOURCES D'INFORMATION 62
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT 82
COLLECTIONS EXAMINÉES 82

Liste des figures

Figure 1. Illustration du carcajou. (Source : Lee Mennell). 5
Figure 2. Réseau médian des haplotypes ADNmt de la région de contrôle, échantillons provenant d'Eurasie (Suède, Norvège, Mongolie, Russie) et d'Amérique du Nord (voir Zigouris *et al.*, 2013 pour la légende des compétences géographiques). Chaque branche représente une étape de mutation. (Source : Zigouris *et al.*, 2013 [doi :10.1371/journal.pone.0083837.g004], utilisation autorisée). 10
Figure 3. Répartition nord-américaine du carcajou. Adapté de COSEPAC (2003), Magoun *et al.* (2004), Ray (2004, 2012), Aubry *et al.* (2007), Thibault, données inédites, (2013). Carte produite par Bonnie Fournier, T.N.-O. Une présence accrue désigne des observations de carcajous sur diverses îles, mais l'on ne sait pas s'il s'agit d'individus établis ou de passage. 14
Figure 4. Emplacement des mentions de carcajou provenant de relevés aériens réalisés par la Wildlife Conservation Society (WCS) et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO). Le territoire à l'ouest des aires de répartition centrale et périphérique modélisées représente les aires principales et périphériques occupées par le carcajou avant 2004. Le grand nombre de relevés récents (depuis 2009) dénote une expansion vers l'est de la sous-population. (Source : Ontario Wolverine Recovery Team, 2013; Ray, données inédites). 16
Figure 5. Emplacements d'observations de carcajou au Québec, 2000 à 2012, catégorisés par crédibilité relative. Aucune observation confirmée. Adapté de Thibault, données inédites (2013). 20

Liste des tableaux

Tableau 1. Peaux de carcajou prélevées dans la sous-population de l'ouest du Canada, de 1992-1993 à 2010-2011[1] 12
Tableau 2. Estimations de la densité des populations de carcajous selon des études nord-américaines. 33
Tableau 3. Classements du carcajou au Canada et aux É.-U. Compilé en juillet 2013. 53

Liste des annexes

Annexe 1. Sommaire de l'évaluation des menaces pour le carcajou. 83

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Famille : Mustélidés

Nom latin : *Gulo gulo*

Nom français : Carcajou

Nom anglais : Wolverine

Noms autochtones : ʔaɬ̓pu (Ktunaxa), cišps (Salish), Kalvik / Qalviit (inuktitut), Qavviit (Inuvialuit), kihkwahâkew (Cris des plaines), Kuakuatsheu / kuekuatsheu (Innu), mámex-áy-shen (she shashishalhem), naghay (Tutchoni du sud), nàhtyä' (Hän), Nehttryooh/Nehtryuh (Gwich'in – région visée par le règlement de la revendication des Gwich'in), Nehttryuh / nèhtrùh (Gwich'in – nord du Yukon), Nogha / Nághai (Déné), Noolh'utughih (Dakelh – Carrier du sud), noosik' (Gitsenimx et Nisga'a), nóoskw (Tlingit), Noostel (Dakelh – Nadleh Whut'en), Noostel (Dakelh – Nak'azdli Dakelh), nòòwa (Kwadacha Tsek'ene) , nowa (Tse'K'hene), nuŝtil (Tsilhqot'in [Xeni Gwet'in]), nowe (Tsaa? Déné [Castors]), nustël (Wet'suwet'en), ogwiingwa'aage+g (Ojibwa), Piinotoyi (Pieds-Noirs), Qavvik (inuktitut – Inuit), quts'ik (Nuxalk), Qwílqwn (secwepemc – Státimcets du nord), qwílqen ([Ĺilwat], shxwématsel [dialecte Upriver du halkomelem]).

Le carcajou, *Gulo gulo* (Linnaeus, 1758), a longtemps été connu sous le nom scientifique *Gulo luscus* en Amérique du Nord, jusqu'à ce qu'il soit démontré qu'il est de la même espèce que le carcajou d'Europe et de Sibérie (Kurtén et Rausch, 1959). En Amérique du Nord, on a dénombré jusqu'à quatre sous-espèces de carcajou (Hall, 1981), dont deux sont présentes au Canada. Le *G. g. luscus* est présent dans tout le Canada, en Alaska et dans le nord-ouest des États-Unis, et le *G. g. vancouverensis* est présent sur l'île de Vancouver (voir la section **Unités désignables**). Maintenant, les taxinomistes ne reconnaissent qu'une seule sous-espèce (*G. g. luscus* en Amérique du Nord), ou reconnaissent le *G. gulo* comme taxon holarctique unique (examiné dans Tomasik et Cook, 2005).

Description morphologique

Le carcajou est un carnivore de taille moyenne (un mètre de longueur), le plus grand mustélidé terrestre en Amérique du Nord, dont l'apparence évoque plus celle d'un petit ours que celle d'une belette (figure 1, Inuvik Community Corporation (ICC) *et al.*, 2006). Il possède une longue fourrure rugueuse et lustrée, dont la couleur peut varier du brun au noir. Souvent, il arbore un masque facial pâle et des bandes latérales, beiges ou jaunâtres, qui partent des épaules et se croisent à la base de la queue (Gwich'in Renewable Resources Board [GRRB], 2001; Cardinal, 2004). La plupart des individus portent une marque pâle, blanche ou orange, sur la gorge et la poitrine. Le

carcajou a une grosse tête, un front large, un cou court et robuste, des pattes courtes et trapues et une musculature puissante. Ses pieds sont grands, ses oreilles courtes et sa queue longue et touffue. La structure de son crâne est robuste, ce qui lui permet de broyer les os et les carcasses gelées pour les consommer. On observe un dimorphisme sexuel chez les carcajous : la femelle adulte pèse entre 7,5 et 12,5 kg, alors que le mâle adulte atteint un poids variant entre et 13 et 18 kg (Magoun, 1985; Banci, 1994; Copeland, 1996; Mulders, 2000; GRRB, 2001; Lofroth, 2001; Cardinal, 2004; Golden, données inédites, 2013).

Figure 1. Illustration du carcajou. (Source : Lee Mennell).

Structure spatiale et variabilité de la population

Le degré de structure génétique varie selon l'échelle. À l'échelle continentale, le carcajou présente une structuration limitée dans son aire de répartition principale, qui augmente dans les aires périphériques de l'est et du sud-ouest (Wilson *et al.*, 2000; Kyle et Strobeck, 2001, 2002; Chappell *et al.*, 2004; Zigouris *et al.*, 2012). Ces études reposent sur des marqueurs d'ADN nucléaire. La situation principalement panmictique dans l'aire de répartition principale serait attribuable au comportement de dispersion sur de longues distances des mâles (voir la section **Déplacements et dispersion**). La structure accrue en périphérie découlerait de l'isolement, et de possibles origines distinctes depuis de multiples refuges glaciaires (voir la section **Unités désignables**). À

l'échelle locale, une structuration génétique accrue a été constatée à partir d'analyses d'ADN mitochondrial (ADNmt) (Tomasik et Cook, 2005; Cegelski *et al.*, 2006; Schwartz *et al.*, 2007; Zigouris *et al.*, 2012, 2013). Cette structuration locale s'expliquerait par une forte propension des femelles à demeurer près de leur territoire natal (Tomasik et Cook, 2005; Cegelski *et al.*, 2006; Schwartz *et al.*, 2007; Zigouris *et al.*, 2012).

Unités désignables

Une seule sous-espèce du carcajou est actuellement reconnue en Amérique du Nord (Tomasik et Cook, 2005). Des classifications antérieures reconnaissaient une sous-espèce distincte sur l'île de Vancouver, mais ce statut est contesté. La proposition de 1935 reposait sur un échantillon de seulement deux crânes (Cowan et Guiguet, 1960), et Banci (1982) conclut qu'il existe peu d'éléments morphométriques probants qui permettraient de classer la population de l'île de Vancouver dans une sous-espèce distincte. Il n'y a pas d'échantillons adéquats disponibles pour des analyses génétiques fiables, mais l'unique échantillon traité pour la région de contrôle de l'ADNmt a révélé un type génétique présent dans toute l'aire de répartition contemporaine du carcajou (Zigouris, comm. pers., 2013), suggérant une absence de caractère distinct par rapport au carcajou continental. Aux fins du présent rapport, tant que des examens plus poussés n'auront pas été réalisés, la population de l'île de Vancouver n'est pas reconnue à titre d'unité désignable (UD). Selon des détenteurs de connaissances traditionnelles autochtones (CTA) mentionnés dans le rapport des CTA sur le carcajou (Cardinal, 2004), les CTA sur la plus grande partie de l'aire de répartition de l'espèce ne distinguent pas plus d'un type de carcajou. Toutefois, des CTA de la région de Kivalliq au Nunavut font état de deux types, soit une variété plus grande et plus pâle (grand carcajou) et une autre variété plus petite au pelage plus sombre (petit carcajou), distinction plus répandue à l'approche de Yellowknife. Certains participants ont déclaré que le grand carcajou pourrait simplement être un individu plus âgé, et le petit carcajou, un plus jeune. Par ailleurs, un détenteur de CTA d'Arviat a déclaré que les dents et les griffes de certains des petits carcajous qu'il avait capturés appartenaient à des individus plus âgés, ce qui suggère l'existence de deux types. Cardinal (2004) souligne qu'en l'absence de recherches plus poussées, il est difficile d'établir s'il s'agit effectivement de deux variétés différentes, ou si les distinctions peuvent être attribuées à un autre facteur comme l'âge ou le sexe.

Le COSEPAC a produit un rapport de situation (COSEPAC, 2003) faisant état de deux populations (de l'Est, au Québec et au Labrador, et de l'Ouest, depuis l'Ontario vers l'ouest et le nord), mais les motifs de distinction de ces populations ne seraient pas pertinents en vertu des lignes directrices actuelles sur les UD. La reconnaissance initiale de la population de l'Est par le COSEPAC reposait sur la faible taille de cette population et son isolement par rapport à la population de l'Ouest (Dauphiné, 1989). Les critères établis pour une UD sont le caractère distinct et l'importance (Manuel des opérations et des procédures du COSEPAC, annexe F5), et la population de l'Est, actuellement déterminée par sa taille, ne serait pas reconnue par le COSEPAC.

Données sur le caractère distinct

Le COSEPAC détermine le caractère distinct en se fondant, en partie, sur des preuves de caractères héréditaires (p. ex. morphologie, cycle vital, comportement) ou des marqueurs génétiques neutres (p. ex. alloenzymes, microsatellites d'ADN, polymorphisme de longueur des fragments de restriction [RFLP] d'ADN, séquences d'ADN). À partir d'analyses d'ADNmt de 183 spécimens et d'ADN nucléaire de 246 spécimens de l'Ontario, du Manitoba, de la Saskatchewan, du Nunavut et des Territoires du Nord-Ouest, Zigouris *et al.* (2012) ont reconnu deux principales sous-populations au Canada. Les carcajous des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut et de la Saskatchewan font partie d'une grande population principale panmictique. Les carcajous de la région du Manitoba et de l'Ontario étaient uniques, car la composition génétique de ces individus (n = 40 ADNmt; n = 82 ADN nucléaire) était différente de celle des spécimens de l'ouest, peut-être à cause de différences de longue date entre les régions (Zigouris *et al.*, 2012). Toutefois, les valeurs Q étaient relativement faibles, indiquant une combinaison d'haplotypes parmi les échantillons du Manitoba et de l'Ontario et les autres échantillons. De plus, ces analyses ne comportaient pas d'échantillons du Québec et du Labrador, ni du sud-ouest des É.-U., ce qui pourrait influencer le relatif caractère distinct des échantillons du Manitoba et de l'Ontario (Zigouris *et al.*, 2012).

D'autres travaux fondés sur l'ADNmt et portant sur un échantillon plus vaste de toutes l'espèce (n = 230, Eurasie; 148, Alaska; 188, É.-U. continentaux) ont identifié quatre groupes génétiques au Canada (Zigouris *et al.*, 2013). Ces groupes, définis principalement par des fréquences d'haplotypes, se trouvaient 1) dans l'ouest du Canada (Colombie-Britannique, Yukon, Alberta, n = 161), 2) dans le nord du Canada (nord de la Saskatchewan, Nunavut, Territoires du Nord-Ouest, n = 151), 3) dans l'est du Canada (Ontario, Québec, Labrador, n = 67) et 4) au Manitoba (n = 30). Les échantillons du Manitoba étaient distincts de tous les autres. Cet ensemble de données plus étendu permet de mieux mettre en contexte l'ampleur relative de la structure génétique établie par l'ADNmt pour la région de contrôle par rapport à l'Ontario, au Manitoba, au Nunavut et aux Territoires du Nord-Ouest, où l'on a observé une structure génétique significative parmi d'autres populations du nord et de l'ouest jugées presque panmictiques selon les microsatellites d'ADN nucléaire.

Données sur l'importance

Un autre critère pour définir une UD tient à l'importance, représentée par 1) une discontinuité dans le territoire de la population, ou 2) la présence nécessaire de différences génétiques témoignant d'une profonde divergence. La population de l'Est se situe à l'extrémité du territoire de l'espèce et le retrait de son statut d'UD ne créerait pas de discontinuité dans la population. Une profonde divergence implique des différences génétiques en conséquence d'une sélection évolutive locale, habituellement à cause de longues périodes d'isolement d'autres populations, découlant souvent de refuges glaciaires. En ce qui concerne la répartition actuelle des haplotypes, il est difficile d'établir si elle découle d'un unique refuge (ce qui n'appuierait pas une profonde

divergence) avec par la suite des obstructions à la population et des dérives génétiques, ou de multiples refuges (ce qui appuierait une profonde divergence et de multiples UD). La rareté relative des échantillons génétiques issus de la population de l'Est complique aussi la question. Enfin, un autre facteur d'incertitude vient du fait que l'on ne peut évaluer des ruptures phylogénétiques marquées à partir de seulement une mince fraction de la région de contrôle du génome mitochondrial qui n'est pas soumis à une sélection naturelle intense (Zigouris *et al.*, 2012, 2013; McKelvey *et al.*, 2013). Les données d'analyse d'ADN nucléaire et d'autres gènes mitochondriaux ou mitogénomes pourraient contribuer à éclaircir la situation, mais ces analyses resteront limitées par la taille des échantillons des populations peu denses et hautement vagiles de cette créature dans les régions de l'est.

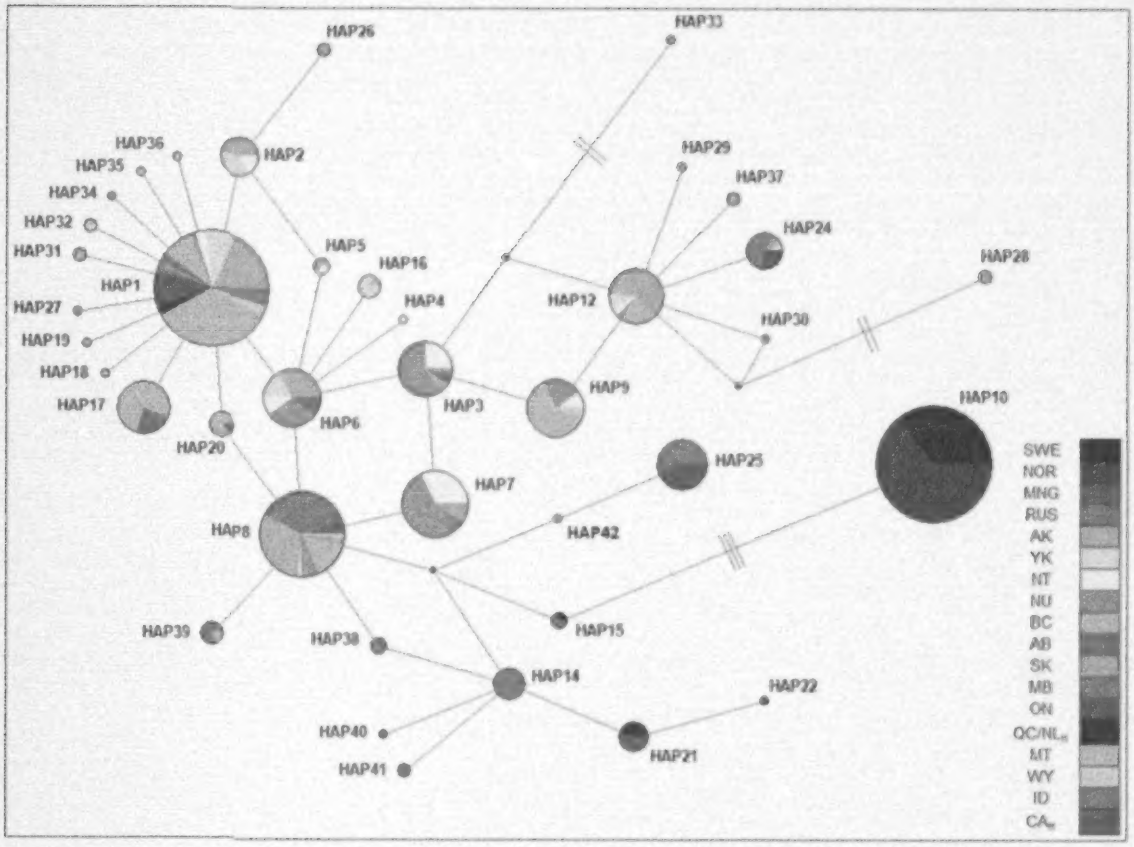
La cause de la structuration génétique entre les régions est inconnue. Un modèle pose l'hypothèse que les carcajous étaient isolés dans de multiples refuges glaciaires, pour ensuite connaître des événements de dispersion sur de longues distances, qui ont permis de repeupler des territoires vides et éventuellement d'entrer en contact avec des génotypes différents (Zigouris *et al.*, 2012; McKelvey *et al.*, 2013). La découverte d'haplotypes uniques dans des populations périphériques a mené McKelvey *et al.* (2013) à conclure qu'une population aux États-Unis (aussi loin au sud qu'en Californie) a survécu dans des refuges, au sud de la dernière couche glaciaire (environ 18 000 ans avant le présent), pour disparaître dans les années 1800. L'haplotype « californien » unique est lié de près au génotype de l'Eurasie, et les auteurs y voient la preuve de l'existence d'ancêtres communs rattachés à une invasion ancienne du carcajou en Amérique du Nord. À partir d'haplotypes communs aux carcajous actuels dans l'ouest du Canada et le nord-ouest des États-Unis, McKelvey conclut que le carcajou a reconstitué ses populations dans le nord-ouest des États-Unis depuis le Canada au début des années 1900. La différence de génotype témoigne de leur origine de population distincte isolée qui a survécu dans des refuges en Alaska pour ensuite se déplacer vers le sud. Dans ce modèle, le caractère distinct de l'haplotype du carcajou dans la région du Manitoba et de l'Ontario pourrait représenter la délimitation où se rencontrent actuellement deux génotypes de refuges glaciaires séparés.

Un deuxième modèle pose l'hypothèse d'un refuge unique, toute différence génétique subséquente découlant de la dynamique locale de la reproduction (Zigouris *et al.*, 2013). Selon ce modèle, la répartition de l'haplotype distinct au Manitoba et en Ontario est conséquence d'une population radicalement réduite dans l'est, donnant lieu à une perte d'haplotypes. Il est possible que certains types génétiques aient été éliminés par dérive génétique, et que d'autres aient gagné en fréquence comparativement au nord et à l'ouest; les haplotypes uniques pourraient être des vestiges d'un échantillon biaisé par rapport à d'autres régions qui conservent des populations plus abondantes et plus diversifiées au plan génétique (Kyle, comm. pers., 2014). La philopatrie des femelles favoriserait aussi la création, à un certain degré, d'un génotype local.

Il est peu probable que le génotype distinct dans la région du Manitoba et de l'Ontario témoigne d'une adaptation à l'environnement ou aux milieux locaux. Zigouris *et al.* (2012) relèvent que le paysage du Manitoba et de l'Ontario est dominé par les terres humides de l'écozone des plaines hudsonniennes, tandis que la population centrale de l'ouest occupe les écozones du bouclier de la taïga et du bouclier boréal (Canadian Forest Service, 2013). Certains éléments dénotent des influences biogéographiques sur le génotype du carcajou; il a été prouvé que des différences dans la couverture neigeuse printanière le long des voies de dispersion expliquaient la distance génétique parmi les carcajous des Rocheuses aux États-Unis (Schwartz *et al.*, 2009). Toutefois, le carcajou est hautement vagile et présent dans de nombreux types de milieux, ce qui laisse penser que les conditions locales ne s'incarneraient pas dans une espèce dont les mâles se déplacent sur de longues distances (voir la section **Déplacements et dispersion**).

Zigouris *et al.* (2013) ont examiné quatre hypothèses expliquant la répartition du génotype du carcajou en Amérique du Nord. Aucun des modèles ne reposait sur des bases solides, mais le plus convaincant était celui selon lequel le carcajou serait arrivé en Amérique du Nord depuis la Sibérie lors d'un unique événement, pour ensuite coloniser le continent d'ouest en est. Ce scénario s'accorderait avec le principe d'un refuge unique et d'une expansion subséquente lors du recul glaciaire. De plus, les caractéristiques de la répartition de l'haplotype en Amérique du Nord (figure 2) sont plus susceptibles de correspondre à un modèle de refuge unique plutôt que de refuges multiples, car selon un modèle de refuges multiples, les haplotypes se regrouperaient en plusieurs grappes, au lieu d'afficher une répartition en étoile typique d'une expansion rapide sur la plus grande partie de l'aire de répartition à partir d'une source unique, comme l'indiquent Zigouris *et al.* (2013).

En bref, bien que l'examen des deux populations dans COSEPAC (2003) n'ait pas compris de données génétiques, de récentes analyses ont établi la présence d'unités génétiques distinctes. Fondamentalement, il existe un petit fragment d'ADNmt qui évolue rapidement et dénote la philopatrie des femelles dans toute l'aire de répartition, certains signes de l'existence de deux groupes génétiques et une différenciation légèrement plus accentuée au Manitoba et en Ontario par rapport à l'ouest et au nord. Les données d'ADN nucléaire indiquent une panmixie presque complète, sauf au Manitoba et en Ontario. La raison d'être du génotype distinct dans la région du Manitoba et de l'Ontario est inexpliquée.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

SWE = SE
NOR = NO
MNG = MG
RUS = RS

Figure 2. Réseau médian des haplotypes ADNmt de la région de contrôle, échantillons provenant d'Eurasie (Suède, Norvège, Mongolie, Russie) et d'Amérique du Nord (voir Zigouris *et al.*, 2013 pour la légende des compétences géographiques). Chaque branche représente une étape de mutation. (Source : Zigouris *et al.*, 2013 [doi :10.1371/journal.pone.0083837.g004], utilisation autorisée).

Le critère d'importance d'une unité désignable n'est pas rempli. Les valeurs Q pour le caractère distinct sont relativement faibles. Les haplotypes distincts de la région du Manitoba et de l'Ontario s'expliquent probablement plus par l'effet d'une population réduite que par une adaptation à des conditions locales. Les données d'ADNmt représentent principalement la structure génétique maternelle de carcajous lorsque l'on constate des interruptions nettes des distributions de fréquences d'haplotypes communs dans toute l'aire de répartition et, compte tenu de l'observation d'une panmixie presque complète à partir de séquences microsatellites nucléaires neutres dans la plus grande partie de l'aire de répartition, les résultats d'ADNmt sont fort probablement indicateurs d'une dispersion accentuée chez les mâles et de la philopatrie femelle, plutôt que de sous-populations adaptées localement. Les preuves recueillies jusqu'à maintenant suggèrent un modèle de refuge unique et, donc, une absence de divergence profonde. De plus, une répartition similaire de génotype se manifeste chez d'autres grands carnivores holarctiques (grizzli, ours blanc). Comme le carcajou, ces espèces se caractérisent par une vagilité élevée des mâles et une philopatrie des femelles, et elles sont réputées former une seule UD dans l'ensemble de leur territoire canadien (COSEPAC, 2008; COSEWIC, 2012a). Aux fins du présent rapport, une seule UD est reconnue pour le carcajou.

Les renseignements sont présentés pour le territoire canadien, ou séparés au besoin en sous-populations de l'est et de l'ouest. La sous-population de l'est (Québec et Labrador) est isolée de la sous-population de l'ouest, et les menaces qui pèsent sur elle sont différentes.

Importance de l'espèce

Le carcajou est un indicateur potentiel de l'intégrité écologique et des perturbations, du fait de ses caractéristiques biologiques et de sa dépendance à l'endroit de grands écosystèmes intacts et interconnectés (Carroll *et al.*, 2001; GRRB, 2001; Cluff et Paquet, 2003; Cardinal, 2004). Le carcajou fait partie de plusieurs espèces de carnivores qui devraient figurer dans la planification de conservation plurispécifique pour la région des Rocheuses (Carroll *et al.*, 2001) et le nord du Canada (Cluff et Paquet, 2003). En Ontario, il est également proposé comme indicateur pour les pratiques de gestion forestière et les impacts du développement dans le Grand Nord (Thompson, comm. pers., 2013).

Le carcajou est un animal à fourrure très recherché et à grande valeur économique (North Slave Metis Alliance (NSMA), 1999; WMAC (NS) et Aklavik HTC, 2003; Cardinal, 2004; Banci *et al.*, 2005; ICC *et al.*, 2006; GRRB, 2014), chassé et piégé sur une grande partie de son territoire au Canada (tableau 1). Sa fourrure sert souvent de garniture pour les vêtements, en raison de ses caractéristiques de durabilité et de résistance au givre (ICC *et al.*, 2006).

Tableau 1. Peaux de carcajou prélevées dans la sous-population de l'ouest du Canada, de 1992-1993 à 2010-2011[1].

Saison	Ont.	Man.	Sask.	Alb.	C.-B.	Yn	T.N.-O.[2]	Nt[3,4]	Canada
1992-1993	4	48	2	44	236	176	93	34	637
1993-1994	6	76	12	27	97	117	121	29	485
1994-1995	8	52	11	23	186	145	119	15	559
1995-1996	18	45	7	9	135	72	59	5	350
1996-1997	14	46	14	27	225	161	86	26	599
1997-1998	12	66	10	50	152	118	175	24	607
1998-1999	4	33	4	40	123	104	62	15	385
1999-2000	4	18	6	10	160	157	99	22	476
2000-2001	7	53	23	37	162	188	56	19	545
2001-2002	7	39	14	19	183	110	111	33	516
2002-2003	8	39	29	35	120	131	106	29	497
2003-2004	6	43	17	23	119	138	132	41	518
2004-2005	11	47	18	29	161	104	118	24	512
2005-2006	6	32	14	24	123	106	126	54	485
2006-2007	2	24	18	43	120	106	154	30	497
2007-2008	8	25	10	26	68	150	76	32	395
2008-2009	7	52	18	26	123	142	133	39	540
2009-2010	1	39	11	51	168	137	103	49	559
Total	133	777	243	543	2 661	2 362	1929	520	9 162

[1] Source : Statistique Canada, *Statistiques de fourrures*. Statistique Canada a cessé de publier *Statistiques de fourrures*, qui présentait des données sur les peaux d'animaux sauvages (publication 23-013-X) après 2009-2010. Les données pour 2010-2011 et 2011-2012 n'étaient pas disponibles dans toutes les compétences au moment de la rédaction. Des modifications provinciales mineures aux données sur le carcajou ont été fournies par la Colombie-Britannique (Weir, données inédites, 2012), la Saskatchewan (Koback, 2012) et le Manitoba (Berezanski, données inédites).

Ces données comprennent tous les carcajous récoltés (Colombie-Britannique, Yukon, Ontario) ou les peaux arrivant au commerce de la fourrure (tous les autres). Dans ce dernier cas, les peaux restantes de la saison précédente, les peaux d'utilisation privée (usage personnel ou artisanat produit localement) ou les peaux prélevées par des trappeurs de l'extérieur de la province ou du territoire ne sont pas prises en compte. Ces écarts seraient minimes pour les provinces, mais importants dans certaines collectivités éloignées des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut (plus de détails dans le texte).

[2] La récolte de carcajous qui passe par un encan de peaux est documentée, mais les données sont moins fiables pour le carcajou pris en chasse sportive ou par les Autochtones (p. ex. 19,2 % déclarés dans les collectivités inuvialuites entre 2001-2002 et 2011-2012) (Branigan et Pongracz, données inédites, 2012; Mulders, données inédites, 2013; Rossouw, données inédites, 2012; données résumées dans NWT SARC, 2013). Une récolte non déclarée de carcajous s'effectue également dans la région du lac Rennie, par des trappeurs de Saskatchewan qui, de 2000-2001 à 2008-2009, ont exporté une moyenne annuelle de 38,7 peaux, soit 25,6 % de la récolte combinée (Mulders, données inédites, 2013; données résumées dans NWT SRC, 2013). La déclaration obligatoire du carcajou chassé dans les monts Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest) indique une récolte de 31 peaux de 1991 à 2012 (Larter et Allaire, 2013).

[3] De 1996 à 2001, une proportion de 19,3 % de la récolte de carcajous a atteint le commerce des fourrures depuis le Nunavut (Government of Nunavut, 2007; Spencer, données inédites, 2012).

[4] Statistique Canada a commencé à recueillir des données sur les fourrures au Nunavut en 1992-1993, pour des motifs politiques liés à une revendication foncière inuite, en préparation de l'établissement du territoire du Nunavut, survenu le 1er avril 1999.

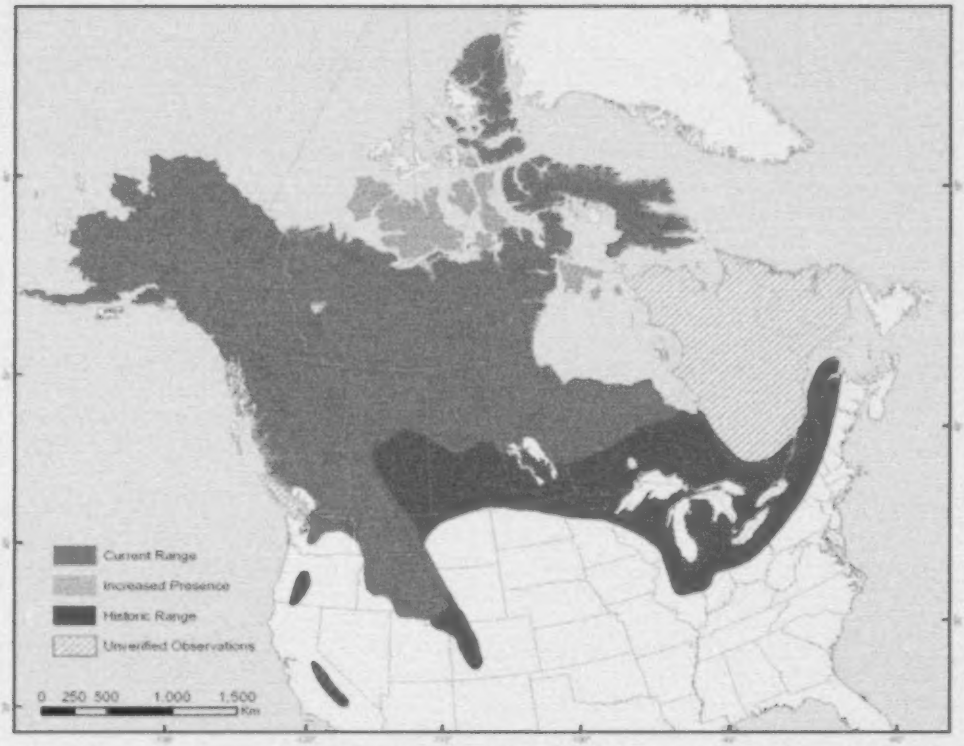
Le carcajou occupe une place importante dans la culture et la mythologie de nombreuses Premières nations (p. ex. récits des Gwich'in sur la façon dont Nehtryuh (carcajou) a été nommé ainsi; GRRB, 2001, 2014). On attribue souvent au carcajou des surnoms méprisants, par exemple glouton ou ours-moufette, à cause de sa propension à voler la nourriture dans les réserves et les chalets, pour ensuite marquer l'endroit de son odeur musquée (Fortin *et al.*, 2005). Il consomme souvent des animaux pris au piège, et un carcajou se méfiant des pièges peut être difficile à attraper, ce qui lui vaut de la part des trappeurs un éventail de réactions oscillant entre le dédain et le respect (GRRB, 2001; Thorpe *et al.*, 2001; Cardinal, 2004; Ray, 2004; Paul F. Wilkinson and Associates, 2009). Le carcajou est rarement aperçu, en particulier dans les zones boisées (Cardinal, 2004). Des attributs légendaires comme la ruse et la férocité reviennent souvent dans les mythes et le folklore entourant le carcajou (Holbrow, 1976; Cardinal, 2004; ICC *et al.*, 2006; Paul F. Wilkinson and Associates, 2009).

RÉPARTITION

Aire de répartition mondiale

Le carcajou occupe les régions boréales du nord de l'Eurasie et de l'Amérique du Nord. L'aire de répartition eurasienne du carcajou englobe la Norvège, la Suède, la Finlande, la Russie, l'Estonie, la Mongolie et la Chine. L'aire de répartition eurasienne du carcajou s'est contractée au sud de 60 °N.

L'aire de répartition du carcajou dans les États américains contigus rétrécit au rythme de l'établissement humain depuis le milieu du XIX^{e} siècle. Il est disparu de la région des Grands Lacs et d'une grande partie de son aire de répartition des montagnes de l'ouest, où les populations étaient naturellement fragmentées (Aubry *et al.*, 2007). L'aire de répartition du carcajou s'étendait aussi loin au sud que le Colorado, l'Utah et la Californie, et de petites populations habitent actuellement des régions subalpines des États de Washington, de l'Idaho, du Montana et du Wyoming (figure 3; Aubry *et al.*, 2007), avec des occurrences confirmées récentes au Colorado (Inman *et al.*, 2009), en Californie (Moriarty *et al.*, 2009) et en Oregon (Magoun *et al.*, 2013).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Current Range = Aire de répartition actuelle
Increased Presence = Présence accrue
Historic Range = Aire de répartition historique
Unverified Observations = Observations non confirmées
1,000; 1,500 Km = 1 000; 1 500 km

Figure 3. Répartition nord-américaine du carcajou. Adapté de COSEPAC (2003), Magoun *et al.* (2004), Ray (2004, 2012), Aubry *et al.* (2007), Thibault, données inédites, (2013). Carte produite par Bonnie Fournier, T.N.-O. Une présence accrue désigne des observations de carcajous sur diverses îles, mais l'on ne sait pas s'il s'agit d'individus établis ou de passage.

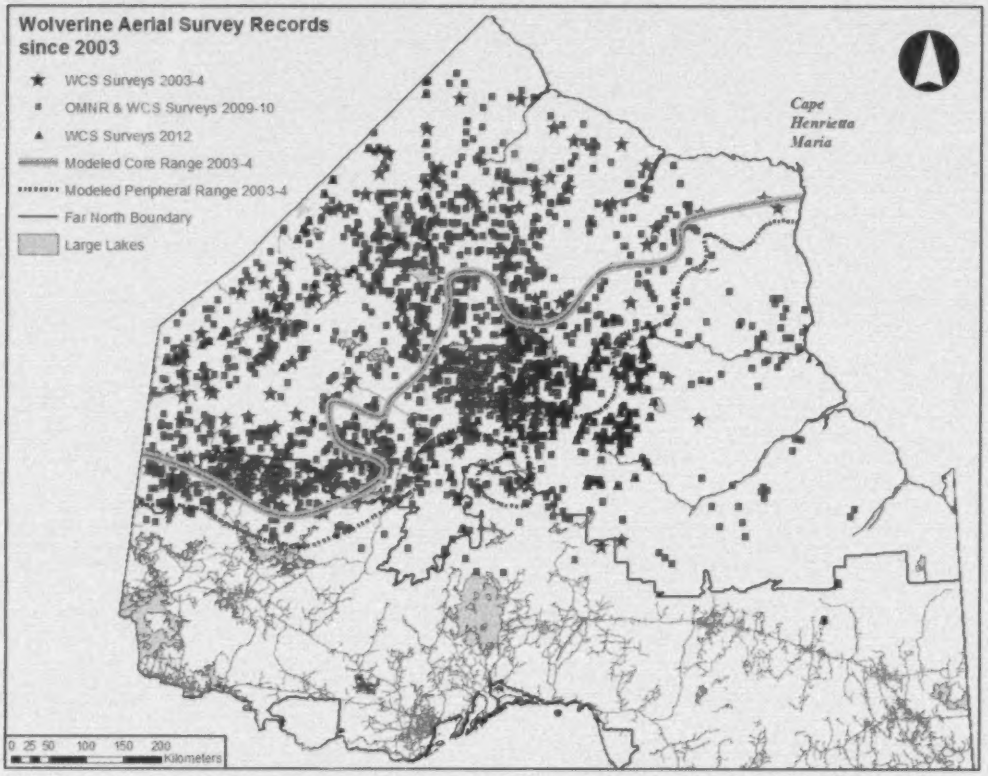
L'aire de répartition historique du carcajou en Amérique du Nord a été délimitée à partir de données anecdotiques, comme des comptes rendus personnels et l'interprétation du rendement des fourrures. Les deux grands négociants de fourrure, la Compagnie de la Baie d'Hudson et la Compagnie du Nord-Ouest, exerçaient leurs activités sur de grands territoires (Novak *et al.*, 1987; Obbard *et al.*, 1987), et les lieux de récolte ne peuvent pas être attribués avec certitude à la collectivité où s'effectuait le commerce ou à l'endroit du piégeage. La plupart des régions du sud d'où l'on présume que le carcajou serait disparu n'ont jamais produit de quantités importantes de peaux de carcajou (Aubry *et al.*, 2007). L'activité humaine et des changements dans l'habitat peuvent avoir influencé la contraction de l'aire de répartition aux États-Unis et au Canada, mais un déplacement vers le nord de la couverture de neige printanière qui persiste pendant la période de mise bas pourrait aussi constituer un facteur critique (Copeland *et al.* 2010; voir la section **Tendances en matière d'habitat**).

Aire de répartition canadienne

Le carcajou est présent sur une grande partie du territoire canadien, dans les régions forestières, ainsi que dans la toundra alpine des montagnes de l'ouest et dans la toundra arctique (figure 3). Sur la côte ouest, le carcajou est présent sur les îles Pitt (MacLeod, 1950) et Princess Royale (Shardlow, 2013), et sa dernière présence confirmée sur l'île de Vancouver remonte à 1991 (British Columbia Government, 2013). La présence du carcajou n'a pas été signalée à Terre-Neuve, en Nouvelle-Écosse, à l'Île-du-Prince-Édouard, à Haida Gwaii et dans certaines îles de l'Arctique du nord-ouest dans les Territoires du Nord-Ouest et le Nunavut (Dauphiné, 1989). Parmi les îles de l'Arctique où se trouve le carcajou, on compte les îles Victoria, Banks, Stefansson, Prince of Wales, Somerset, Devon, Cornwallis, Amund Ringnes, Ellesmere, de Baffin, Bylot, Coates et Mansel (Community of Sachs Harbour *et al.*, 2008; Environnement Canada, 2013; Carrière, comm. pers., 2013), et sa présence a récemment été confirmée sur l'île Southampton (Awan, comm. pers., 2013). Les trappeurs et chasseurs font état d'une expansion du carcajou vers le nord (Cardinal, 2004) et une augmentation de sa population sur l'île Victoria (Cardinal, 2004; Banci *et al.*, 2005), l'île de Baffin (Mallory *et al.*, 2001) et l'île Banks (Environnement Canada, 2013). Il n'est pas établi clairement si des carcajous résident sur certaines îles de l'Arctique, leur présence dépendant probablement de la disponibilité de ressources alimentaires.

La diminution de l'aire de répartition du carcajou a débuté au milieu du XIX^{e} siècle. L'espèce a alors disparu du Nouveau-Brunswick, de la moitié sud de l'Ontario et du Québec, et des tremblaies-parcs au Manitoba, en Saskatchewan et en Alberta (Dauphiné, 1989). Au Labrador, la diminution de l'aire de répartition s'est engagée dans les années 1890; entre 1891 et 1910, un total de 732 peaux ont été livrées à Fort Chimo et Davis Inlet, comparativement à 75 peaux de 1910 à 1930. Le dernier relevé confirmé pour le Labrador fait état de deux bêtes piégées en 1965 (Dagenais, 1988). Par ailleurs, il est aussi tout à fait possible que le carcajou ait persisté jusqu'à la fin des années 1970, car les dernières données pour toute la population de l'est portent sur une bête piégée en 1978 à Schefferville au Québec, à la frontière du Labrador (Dagenais, 1988; Fortin *et al.*, 2005). Le commerce des peaux s'est poursuivi au Québec jusqu'en 1980, mais l'on ne sait pas si ces peaux provenaient du Québec (Fortin *et al.*, 2005).

Les données de relevés aériens et de rapports de trappeurs semblent indiquer une réoccupation de l'est de l'aire de répartition au nord de l'Ontario (figure 4; Magoun *et al.*, 2004; Ray *et al.*, 2005; Koen *et al.*, 2008; Ray 2012; Ontario Wolverine Recovery Team, 2013; ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, données inédites).



Map prepared by Wildlife Conservation Society Canada. Data Source: Ontario Wolverine Project, a collaboration between the Ontario Ministry of Natural Resources, WCS Canada and The Wolverine Foundation.

Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Données de relevés aériens du carcajou depuis 2003

Relevés de la WCS (2003-2004)

Relevés du MRNO et de la WCS (2009-2010)

Relevés de la WCS (2012)

Aire de répartition centrale modélisée (2003-2004)

Aire de répartition périphérique modélisée (2003-2004)

Limite du Grand Nord

Lacs de grande étendue

Cape Henrietta-Maria

0 25 50 100 150 200 kilomètres

Carte préparée par la Wildlife Conservation Society Canada. Source des données : Ontario Wolverine Project, une collaboration du ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, de WCS Canada et de The Wolverine Foundation.

Figure 4. Emplacement des mentions de carcajou provenant de relevés aériens réalisés par la Wildlife Conservation Society (WCS) et le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario (MRNO). Le territoire à l'ouest des aires de répartition centrale et périphérique modélisées représente les aires principales et périphériques occupées par le carcajou avant 2004. Le grand nombre de relevés récents (depuis 2009) dénote une expansion vers l'est de la sous-population. (Source : Ontario Wolverine Recovery Team, 2013; Ray, données inédites).

Zone d'occurrence et zone d'occupation

La zone d'occurrence représente la superficie comprise dans un polygone convexe qui englobe la répartition géographique de toutes les occurrences confirmées (données scientifiques et CTA) du carcajou. La zone d'occurrence de la population de l'ouest du carcajou au Canada dépasse les 10 millions de km². Selon des observations récentes, mais non confirmées, la zone d'occurrence de la sous-population de l'est s'établirait à 0,88 million de km².

L'indice de zone d'occupation représente la superficie occupée par le carcajou à l'intérieur de la zone d'occurrence, à l'exclusion des cas d'itinérance. L'indice se calcule à partir d'une grille de cellules de 2 km par 2 km superposée à la zone effectivement occupée par des carcajous. Ce mode de mesure tient compte du fait que la zone d'occurrence peut comporter des milieux inadaptés ou inoccupés. L'indice de zone d'occupation pour le carcajou au Canada est inférieur à 4 000 km^2 pour la sous-population de l'ouest, et n'a pas été calculé pour les données non confirmées de la sous-population de l'est.

Activités de recherche

La répartition du carcajou au Canada a été documentée à partir de plusieurs sources d'information, la plupart des données étant dérivées des activités de piégeage. Les concessions de piégeage enregistrées ou les zones de piégeage libres de la Colombie-Britannique, de l'Alberta et du Yukon correspondent à une désignation de récolte spécifique à la zone (Slough et Jessop, 1996; Cardinal, 2004; Jung *et al.*, 2005; Arctic Borderlands Ecological Knowledge Coop Society [ABEKC], 2008; Slough, 2009). Dans d'autres compétences, les lieux de piégeage sont consignés par le bureau gouvernemental ou le centre de commerce le plus près, ou au moyen d'enquêtes auprès des trappeurs. Selon les CTA, la présence du carcajou est habituellement consignée pendant les périodes de couverture neigeuse, mais cette pratique correspond probablement à la période des activités de piégeage, concentrées en automne et en hiver. La plupart des prises de carcajous sont accessoires (Cardinal, 2004), et les lieux de capture sont rarement communiqués (ICC *et al.*, 2006).

Des méthodes ont été élaborées pour établir la probabilité d'occurrence du carcajou dans une unité d'échantillonnage à partir d'une modélisation spatiale hiérarchique des traces de carcajou dans la neige (Schmelzer, 2006; Magoun *et al.*, 2007). Des caméras à déclenchement automatique ont été utilisées dans plusieurs compétences (Magoun *et al.*, 2011a, b). Certaines études spécifiques à une zone donnée ont appliqué des méthodes normalisées de capture vivante et de radiotélémétrie pour établir des caractéristiques biologiques comme la taille du domaine vital et les déplacements, l'utilisation de l'habitat et la densité. Parcs Canada et le ministère de la Défense nationale tiennent une base de données des observations de carcajou sur leurs sites (Nantel, comm. pers., 2012; Nernberg, comm. pers., 2012).

Des études de terrain visant à établir les caractéristiques ou la densité de populations de carcajous ont été menées dans le centre-sud du Yukon de 1982 à 1985 (Banci, 1987) et dans le nord du Yukon en 2004 (Golden *et al.*, 2007). L'échantillonnage d'ADN du carcajou par marquage et recapture est pratiqué dans la région d'exploration et d'extraction du diamant au nord-est de Yellowknife depuis 2005 (Mulders *et al.*, 2007; Boulanger et Mulders, 2008, 2013a, b). Les observations fortuites à proximité des mines de diamants du Nunavut et des Territoires du Nord-Ouest sont consignées (NWT SARC, 2013).

Des entreprises d'extraction de diamants dans les Territoires du Nord-Ouest (p. ex. Diavik Diamond Mines Inc., BHP Billiton-Ekati, De Beers-Snap Lake) sont exploitées selon des ententes environnementales et des plans de surveillance des effets sur la faune. La consignation d'observations et les décomptes hivernaux de pistes ont commencé à Snap Lake en 1999 (Golder Associates, 2010). La méthode de décompte des pistes a été modifiée en 2003, pour se fonder sur de multiples transects de 4 km de longueur. À Ekati, une étude régionale fondée sur l'ADN a remplacé le relevé de pistes de carcajou sur la neige qui avait été effectué de 1997 à 2004 (Rescan, 2012). Les relevés de pistes sur la neige ont commencé à Diavik en 2003, avec une révision des méthodes en 2008, faisant appel à des transects standards de 4 km en ligne droite (Diavik Diamond Mines Inc. [DDMI], 2012). Des observations de carcajou ont été documentées au lac Kennady depuis 1998, et des décomptes de pistes hivernaux ont débuté en 2004 (Golder, 2010).

Les activités de relevé au Nunavut sont très similaires à celles des Territoires du Nord-Ouest; le suivi des carcajous s'effectue au moyen de données de récolte de peaux, de collectes de carcasses, d'études sur le terrain et de CTA. La fourrure de carcajou est prisée au Nunavut, où la plupart des peaux sont utilisées localement. Les densités de carcajous sont surveillées dans les zones d'extraction de diamants du lac High (près du golf Coronation) et du lac Izok (près de la frontière des Territoires du Nord-Ouest) au moyen de la technique d'échantillonnage d'ADN par marquage et recapture (Poole, données inédites, 2013). Ces deux zones d'étude se trouvent dans l'écozone du Bas-Arctique.

La Colombie-Britannique effectue le suivi des carcajous au moyen de données de récolte et d'un régime de déclaration obligatoire pour les trappeurs et les chasseurs, qui présente un faible taux de conformité (Krebs, comm. pers., 2013). Deux études de l'écologie du carcajou ont été réalisées sur le terrain, dans la chaîne Omineca du centre-nord de la Colombie-Britannique de 1995 à 2001, et dans la chaîne Columbia au sud-est (Lofroth et Krebs, 2007).

L'Alberta a fait appel à des sondages d'opinion auprès de trappeurs (Petersen, 1997) et à des analyses des données de récolte de peaux (Webb *et al.*, 2013). Fisher *et al.* (2013) ont utilisé le marquage génétique pour documenter la densité du carcajou dans le parc sauvage Willmore, dans les Rocheuses (2006 à 2008), et dans les contreforts situés à proximité de Hinton et de Grande Cache (2005 à 2006). Le marquage génétique est utilisé dans les parcs nationaux de Banff et Yoho depuis 2010

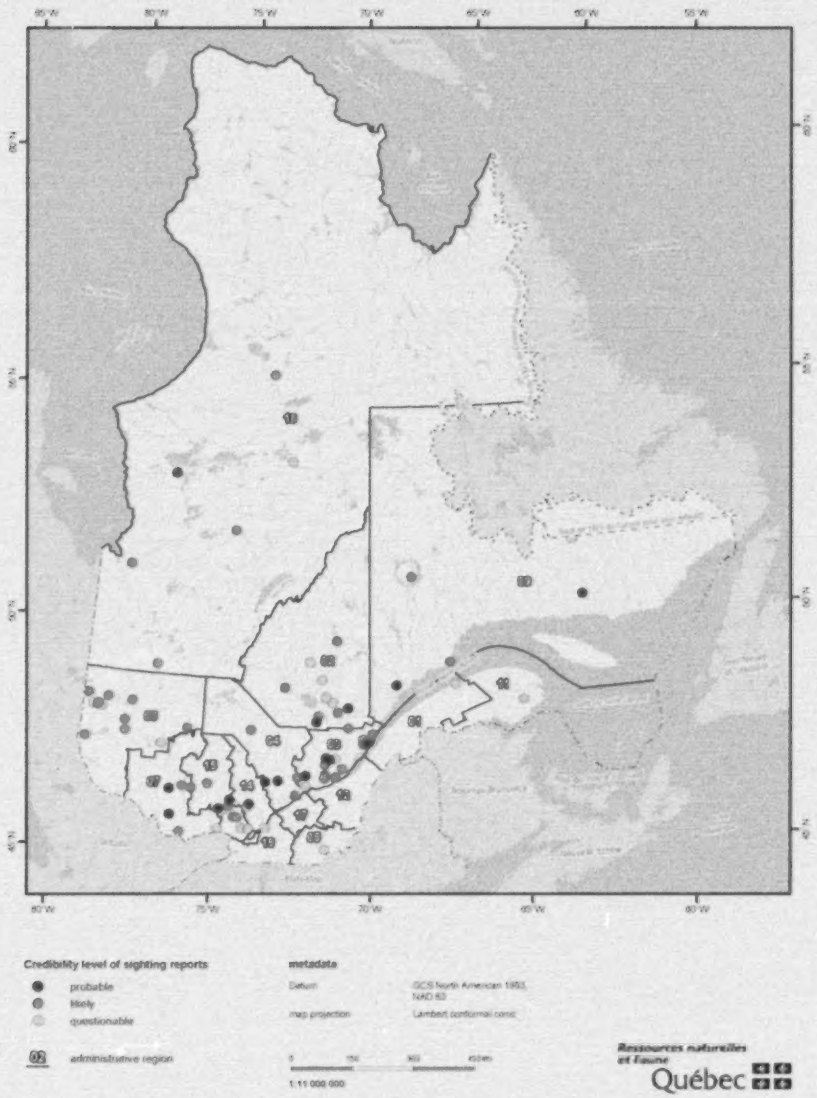
(Clevenger *et al.*, 2011a). En outre, des caméras à déclenchement automatique sont utilisées dans les Rocheuses centrales (région de Kananaskis) depuis 2010 (Fisher et Heim, 2012) et dans les parcs nationaux de Banff et Yoho depuis 2009 (Clevenger *et al.*, 2011b).

La répartition et l'abondance du carcajou en Saskatchewan sont suivies au moyen de statistiques sur la récolte de peaux (Siemens Worsley, 2011), de questionnaires remplis par des trappeurs (Gollop, 2012) et de CTA (Berezanski, 2004).

En 2000-2001, l'Ontario imposait un quota nul aux trappeurs non autochtones, mais le piégeage légal s'est poursuivi jusqu'à la clôture de la saison du carcajou en 2009. Les trappeurs des Premières nations peuvent toujours récolter le carcajou en vertu des droits issus de traités, mais ils ne peuvent plus vendre les peaux depuis 2009. La plupart des données sur la répartition et l'abondance du carcajou proviennent de rapports de récolte de peaux (prises accidentelles et autochtones), des CTA (Ray, 2004) et de relevés aériens (Ontario Wolverine Recovery Strategy). De récents relevés aériens ont permis de mieux définir l'aire de répartition du carcajou en Ontario (figure 4) (Magoun *et al.*, 2004, 2007; Ray *et al.*, 2005; Koen *et al.*, 2008; Ray, 2012; Ontario Wolverine Recovery Team, 2013). La zone d'étude du Ontario Wolverine Project de 2005 couvrait environ 60 000 km^2 dans l'écozone du bouclier boréal au nord de l'Ontario (Ray *et al.*, 2005; Magoun *et al.*, 2007; Bowman *et al.*, 2010). De plus, des observations fortuites de carcajou ont été consignées en 2012 lors d'un relevé de recrutement du caribou dans le nord de l'Ontario, sur un transect d'une longueur totale de 14 740 km (Ray, 2012). La connaissance de la répartition est jugée robuste, bien qu'incomplète, en périphérie de l'aire de répartition (Ray, comm. pers., 2013).

Une étude des caractéristiques et de l'écologie du domaine vital du carcajou a été réalisée en 2003-2004 dans la forêt boréale des basses terres près de Red Lake, dans le nord-ouest de l'Ontario (Dawson *et al.*, 2010), de même qu'une analyse d'ADN par marquage et capture dans la même zone d'étude, effectuée par l'Ontario Wolverine Project Team en 2004 (Dawson *et al.*, données inédites, 2013). Les données de ces deux études ont servi à estimer la densité de la population du carcajou.

Depuis 2000, le Québec compte des observations de carcajou nombreuses, mais non confirmées (figure 5; Thibault, données inédites, 2013). Un relevé aérien du carcajou sur une superficie de 4 274 km^2 du parc national proposé des Monts-Torngat-et-de-la-Rivière-Koroc, zone déjà fréquentée par le carcajou, n'a révélé aucun indice de la présence de l'espèce (Fortin, 2004). Un autre relevé dans les basses terres de l'Abitibi et de la baie James (100 000 km^2) faisait état de l'observation de deux pistes dans la zone à moins de 100 km à l'est de la frontière de l'Ontario, mais ces observations n'ont pas été confirmées (Fortin, 2006; Thibault, données inédites, 2013). Un projet de caméra à déclenchement automatique visant le carcajou a été lancé en 2012 dans les basses terres de l'Abitibi et les Laurentides, mais il n'a pas encore produit de photographie de carcajou (Thibault, comm. pers., 2012).



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
XX°W = XX° O
Credibility level... = Niveau de crédibilité des rapports d'observation
Probable = probable
Likely = possible
Questionable = douteux
administrative region = région administrative
metadata = métadonnées
Datum = Système de référence Système de coordonnées SCRS 1983 nord-américain, NAD 83
Map projection = Projection cartographique conique conforme de Lambert

Figure 5. Emplacements d'observations de carcajou au Québec, 2000 à 2012, catégorisés par crédibilité relative. Aucune observation confirmée. Adapté de Thibault, données inédites (2013).

Johnson *et al.* (2012) ont évalué la présence possible d'habitat de mise bas du carcajou dans les monts Groulx et Otish du sud-est du Québec, par modélisation fondée sur un SIG de variables d'habitat comme la couverture de neige, la persistance de la neige en été, l'écotone au-dessus de la limite forestière, le caractère accidenté de la topographie et la distance par rapport à l'activité humaine. Ils ont conclu que le massif ouest des monts Groulx constituait l'habitat reproductif de la plus grande qualité dans le Québec subarctique. Un examen du potentiel d'habitat du carcajou dans toute la province de Québec a conclu qu'un tel potentiel existait dans les monts Torngat, une grande partie de la Côte-Nord, la section sud-est du Nord-du-Québec et une partie de la région de Charlevoix (Gallais et Messier, 2012).

Au Labrador, les relevés historiques se fondent sur les données de traite des fourrures de la Compagnie de la Baie d'Hudson aux postes de Davis Inlet et aux missions moraves de Hebron et Okak, de 1884 à 1923 (Schmelzer, données inédites, 2012). La récolte de carcajous a été interdite au Labrador (partie continentale de Terre-Neuve et Labrador) en 1950. En 2005, des relevés aériens ont été menés sur une grille d'hexagones de 1 000 km^2. La longueur totale de transect était de 6 630 km, couvrant une superficie de 195 000 km^2 entre 54° N et 60° N, soit environ 80 % du Labrador et une grande partie de l'aire de répartition de la population de l'est (Schmelzer, 2006). Des observations anecdotiques continuent d'être rapportées, mais aucune n'a été confirmée par photographie ou analyse génétique. Il existe un protocole de suivi, notamment la recherche d'échantillons de poil, pour confirmer les observations (Moores, comm. pers.). Des collectivités autochtones inuites et métisses effectuent une surveillance de détection au sol au moyen de postes de prélèvement de poils et de caméras déclenchées à distance pour tenter de confirmer des observations rapportées dans la région de Cartwright et dans le nord du Labrador (p. ex. Habitat Stewardship Project du NunatuKavut Community Council; MacDonald, comm. pers., 2013; Moores, comm. pers.).

Les observations anecdotiques, notamment des observations de carcajous et de leurs traces, sont souvent catégorisées en fonction de leur fiabilité (p. ex. Aubry et Houston, 1992). Une méthode de catégorisation de la fiabilité relative est appliquée à l'aire de répartition de la population de l'est du carcajou au Québec (Thibault, comm. pers., 2012).

HABITAT

Besoins en matière d'habitat

Le carcajou utilise une variété d'associations végétales, avec ou sans arbres (ICC *et al.*, 2006), à toutes les altitudes, bien que certains trappeurs et chasseurs autochtones avancent qu'il y a plus de carcajous dans les zones plus élevées (Wildlife Management Advisory Council [North Slope] [WMAC (NS)] et Aklavik Hunters and Trappers Committee [HTC], 2003; Cardinal, 2004; GRRB, 2014), et qu'on compte moins d'individus dans la toundra dégagée (Cardinal, 2004). Les carcajous prospèrent dans des zones écologiquement intactes qui présentent une abondance et une diversité de proies et d'autres carnivores. Les composantes de l'habitat du carcajou comprennent la nourriture (Cardinal, 2004) et certaines caractéristiques physiques convenant aux des tanières natales et maternelles, ainsi que des lieux de rendez-vous où la femelle peut laisser ses petits pendant qu'elle cherche de la nourriture. Dans une étude d'utilisation de l'habitat multi-échelle visant deux régions à utilisations multiples de la Colombie-Britannique, les carcajous mâles choisissaient des associations végétales principalement en fonction de la disponibilité de la nourriture en été et en hiver, tandis que les femelles étaient influencées par la nourriture et les risques de prédation et de perturbation (Krebs *et al.*, 2007).

Des localités du carcajou relevées par Mulders (2000) dans l'écozone du Bas-Arctique, dans les Territoires du Nord-Ouest, étaient en corrélation avec la densité et les parcelles de la végétation, en particulier la densité des carex (Johnson *et al.*, 2005). Cette association ne s'explique pas clairement, mais le carcajou est aussi associé au loup (*Canis lupus*), au caribou (*Rangifer tarandus*) et au grizzli (*Ursus arctos*). Des populations viables de grands carnivores comme le grizzli et le loup sont importantes, à titre de fournisseurs involontaires de charogne d'ongulés.

En région montagneuse, les femelles adultes ont tendance à choisir des terrains élevés et en pente plus souvent que les mâles et les autres groupes d'âge (GRRB, 2001; Cardinal, 2004), tandis que les mâles adultes et les jeunes adultes des deux sexes n'ayant pas encore atteint la maturité sexuelle occupent surtout des sites forestiers à basse altitude (Krebs *et al.*, 2007). En hiver, le mâle privilégie les sites de faible altitude, et les individus des deux sexes fréquentent toutes les altitudes en été (Landa *et al.*, 1998; Copeland *et al.*, 2007; Krebs *et al.*, 2007). Banci et Harestad (1990) ont constaté que les carcajous du refuge faunique de Kluane utilisaient des associations végétales en fonction de leur disponibilité, mais que les mâles préféraient des zones subalpines de conifères en hiver.

Tanières

Le carcajou a des exigences spécifiques en matière de caractéristiques physiques pour le site de sa tanière. Il aménage celle-ci entre des rochers en pente, le long d'eskers, sous un arbre tombé, sous des troncs dans des débris d'avalanche ou dans des tunnels de neige en terrain plus élevé et dans la toundra (Copeland, 1996; Magoun et Copeland, 1998; GRRB, 2001; WMAC et Aklavik HTC, 2003; Cardinal, 2004; Inman *et al.*, 2007). Les tanières de carcajou sont également associées à de gros rochers et à des arbres tombés dans les zones boréales des basses terres de l'Ontario et du Yukon (Dawson *et al.*, 2010; Slough, données inédites). Dans l'est de l'Arctique, les carcajous font leur tanière dans des zones rocheuses comportant de gros rochers, tandis que dans l'ouest de l'Arctique, les détenteurs de CTA disent avoir trouvé des tanières dans des bancs de neige, sous des racines d'arbre et le long de ruisseaux dans la région boréale (GRRB, 2001; Lutsël K'e Dene First Nation *et al.*, 2001; WMAC [NS] et Aklavik HTC, 2003; Cardinal, 2004). Des tanières de reproduction se trouveraient souvent dans des zones similaires à celles de tanières servant à d'autres usages (Cardinal, 2004), mais les tanières de reproduction sont habituellement moins accessibles et plus isolées (GRRB, 2001; ICC *et al.*, 2006).

La disponibilité d'une couverture neigeuse isolante adéquate (≥1,0 m de profondeur) tard au printemps semble constituer une caractéristique importante de l'habitat pour la mise bas (Magoun et Copeland, 1998). Copeland *et al.* (2010) ont constaté que 97,9 % des 562 tanières de reproduction qu'ils ont examinées en Fennoscandie et en Amérique du Nord se trouvaient sur des sites dont la couverture neigeuse printanière persistait au moins une année sur sept. La femelle doit laisser ses petits seuls au cours des longs déplacements qu'elle effectue en quête de nourriture, et elle choisit souvent un site de tanière natale dans des talus d'éboulis ou des débris d'avalanche où la couverture de neige persiste longtemps au printemps (Copeland, 1996; Inman *et al.*, 2007) ou sous des bancs de neige persistants (Magoun, 1985). De telles accumulations de neige se trouvent habituellement dans des ravins et sur des pentes sous le vent. Une tanière dotée d'une couverture de neige printanière permet au carcajou de creuser dans la neige des tunnels offrant un potentiel de thermorégulation pour les petits, à l'abri d'excavations par des prédateurs, la tanière étant située dans un endroit peu fréquenté par d'autres carnivores. Elle fournit aussi une abondance de petits mammifères servant de proie pour nourrir les petits (Magoun et Copeland, 1998).

Des carcajous peuvent occuper les mêmes tanières ou les mêmes milieux de mise bas durant plusieurs années consécutives (Magoun, 1985; chasseurs inuits, cités par Lee et Niptanatiak, 1996). Le fait que le carcajou compte sur des réserves de nourriture cachées dans des microsites froids et structurés – pour pallier la concurrence des insectes, des bactéries et d'autres charognards – constitue vraisemblablement une adaptation comportementale essentielle en raison de la disponibilité limitée des ressources alimentaires. Inman *et al.* (2012) avancent que des caractéristiques de l'habitat qui facilitent la cache de nourriture, notamment les basses températures ambiantes, sont probablement importantes et associées aux limites de l'aire de répartition du carcajou.

Tendances en matière d'habitat

L'étendue des travaux d'aménagement à la fin du XIX^{e} siècle et au XX^{e} siècle en bordure sud de l'aire de répartition du carcajou a entraîné la fragmentation ou la perte permanente de de pans considérables de l'habitat de l'espèce (van Zyll de Jong, 1975). Une grande partie de cette perte pourrait avoir touché des milieux de faible qualité (comme en témoignent les bas rendements de la récolte de peaux) et la perte en nombre de carcajous pourrait être peu élevée. Les pertes découlent principalement de l'établissement humain et de l'agriculture, avec des réductions connexes par la chasse et le piégeage. De nombreux carcajous ont probablement été tués accidentellement par des appâts empoisonnés destinés à lutter contre le loup.

La réduction des populations d'ongulés, qui constituent des proies importantes en hiver, a aussi probablement contribué à la contraction de l'aire de répartition. La baisse du nombre de proies demeure encore une menace importante pour les populations de carcajous, en particulier le déclin des hardes de caribou boréal des montagnes du sud et du centre, ainsi que du sud (Lofroth *et al.*, 2007). L'augmentation des populations d'orignal (*Alces alces*) et de cerf (*Odocoileus* spp.) dans les régions visées par l'exploitation forestière pourrait compenser en partie la baisse du nombre de caribous. En outre, le carcajou pourrait souffrir du déclin récent de nombreuses hardes de caribous de la toundra (Vors et Boyce, 2009). Ainsi, de 1986 à 2009, la harde de Bathurst a vu son nombre de femelles reproductrices chuter de 203 800 à 16 400 (Boulanger *et al.*, 2011). La harde de caribous migrateurs de l'Est de la rivière George, au nord du Québec et du Labrador, a connu un déclin, passant d'un sommet de 600 000 individus dans les années 1980 à 27 600 individus en 2012 (Newfoundland and Labrador Department of Environment and Conservation, 2012).

Une corrélation positive entre les récoltes de loup et de carcajou dans les postes de traite du Québec et du Labrador laisse penser que la dynamique actuelle des populations de loups pourrait constituer un outil utile pour évaluer le potentiel de rétablissement du carcajou (Schmelzer, données inédites, 2012). Toutefois, le rétablissement du loup au Québec et au Labrador s'est effectué lentement au siècle dernier, à la suite de l'effondrement et du rétablissement subséquent des populations de caribous migrateurs de l'Est, sans que les populations de carcajous en fassent autant. L'augmentation des populations de caribous qui a favorisé le loup devrait aussi favoriser le carcajou, et les raisons de l'absence de rétablissement du carcajou dans cette région demeurent inconnues.

Dans les États contigus de l'ouest des États-Unis, le morcellement de l'habitat a donné naissance à des populations isolées et menacées (Banci, 1994), et le même phénomène pourrait être en train de se produire dans le sud de la Colombie-Britannique et de l'Alberta, au Manitoba et en Ontario (Kyle et Strobeck, 2002; Zigouris *et al.*, 2012). Dans certaines parties de l'aire de répartition du carcajou, l'exploitation forestière, l'exploration et la mise en valeur des ressources pétrolières, gazières et minérales ainsi que les grands réservoirs hydroélectriques créent des menaces de pertes permanentes, temporaires et fonctionnelles de l'habitat. Les corridors de transport peuvent entraver les déplacements, morceler l'habitat et isoler des populations. Dans le sud de l'aire de répartition, les corridors de transport pourraient constituer un facteur de mortalité directe, et favoriser ailleurs une mortalité indirecte en facilitant l'accès motorisé à des régions éloignées pour les activités de chasse, de piégeage et de loisirs. Des corridors de déplacement et de dispersion comportant des associations végétales adaptées doivent être maintenus pour faciliter la connectivité des populations (Schwartz *et al.*, 2009).

Kelsall (1981) et Dauphiné (1989) considéraient que la quantité relativement élevée de parcs et d'aires protégées servant de refuge contre le piégeage et le développement humain dans l'Ouest canadien avait protégé les populations de carcajous. Toutefois, le piégeage est autorisé pour les Autochtones dans la plupart des aires protégées nordiques, et de nombreux carcajous s'aventurent à l'extérieur des limites des aires protégées, ce qui les rend vulnérables au piégeage (Squires *et al.*, 2007). De plus, des loisirs comme la motoneige et d'autres formes de transport sur neige permises dans certains parcs peuvent déranger les carcajous, en particulier pendant la période de mise bas de février et mars (Heinemeyer et Squires, 2012).

Dans une étude des effets cumulatifs de l'aménagement sur la faune arctique (Johnson *et al.*, 2005), les auteurs concluent que les mines et autres grands projets de mise en valeur exercent l'effet négatif le plus marqué sur l'occurrence des espèces, suivis des activités d'exploration et des pourvoiries. Les espèces les plus touchées seraient le grizzli et le loup, suivies du caribou de la toundra et du carcajou. Les données sur les réactions du carcajou proviennent de carcajous déplacés dans la région du lac des Esclaves (Mulders, 2000) qui ont connu un recul de 2,4 % d'utilisation de l'habitat d'été, probablement à cause d'une forte interaction entre le carcajou et le caribou pendant l'été, alors que le caribou se tient activement à l'écart des zones aménagées.

L'étendue de la perte d'habitat attribuable au changement climatique est incertaine. Le carcajou fait sa tanière dans des aires couvertes d'un manteau neigeux (voir la section **Tanières**), et la couverture neigeuse printanière pendant la période de mise bas est étroitement liée à la répartition historique du carcajou dans la zone contigüe des États-Unis (Aubry *et al.*, 2007). Brodie et Post (2010a, 2010b) ont avancé l'hypothèse que la baisse du manteau neigeux dans l'Ouest canadien entre 1974 et 2004 avait eu un effet négatif sur la dynamique des populations de carcajou, comme en témoigne la baisse des captures. Toutefois, plusieurs biais pourraient aussi expliquer cette baisse, par exemple l'effort de piégeage, la diminution du prix des peaux et des ventes de permis, des changements dans la réglementation du piégeage et le taux de réussite des trappeurs, ce qui soulève des doutes sur la validité de leurs conclusions (DeVink *et al.*, 2010; McKelvey *et al.*, 2010). Un récent groupe d'experts a convenu de manière générale que la neige était importante à l'échelle du site de la tanière, sans toutefois s'entendre sur le caractère limitatif de la neige à l'échelle du domaine vital ou de l'aire de répartition de l'espèce (Wolverine Science Panel, 2014).

L'existence d'un déclin attribuable au climat n'est pas actuellement évidente dans une grande partie de l'aire de répartition du carcajou, car les tendances des populations dans le nord, bien qu'elles soient en grande partie inconnues, seraient possiblement stables ou en croissance dans de nombreuses régions (COSEPAC, 2003; Krebs *et al.*, 2004; Lofroth et Krebs, 2007; Slough, 2007; voir la section **Abondance et tendances**). La situation est plus préoccupante dans les régions du sud de la Colombie-Britannique et les régions montagneuses du nord des États-Unis (Weir, comm. pers.; Wolverine Science Panel, 2014); la réduction de la couverture neigeuse printanière associée au réchauffement climatique contractera probablement l'étendue des parcelles d'habitat du carcajou aux États-Unis (McKelvey *et al.*, 2011). La réduction de la couverture neigeuse printanière dans les montagnes ou les basses-terres au Canada n'a pas fait l'objet d'évaluations spécifiques au carcajou, mais l'on prévoit des déclins significatifs des écosystèmes subboréaux et en haute altitude en raison des changements climatiques (Wang *et al.*, 2012).

BIOLOGIE

Des facteurs biologiques, comme un taux de croissance intrinsèque relativement bas, de faibles densités naturelles et des aires de répartition centrales étendues, limitent les taux de croissance et la population et agissent sur la capacité du carcajou de recoloniser des milieux inoccupés et de rétablir sa population après le piégeage (Banci et Proulx, 1999). La repopulation, qui peut prendre plusieurs décennies, est néanmoins possible dans des zones qui présentent des facteurs favorables à la survie du carcajou (comme la cessation de l'empoisonnement des prédateurs, la réglementation du piégeage et la croissance des populations d'ongulés) (Johnson, 1990; Vangen *et al.*, 2001).

Cycle vital et reproduction

Le carcajou a un régime d'accouplement polygame, le mâle s'accouplant avec plus d'une femelle. La plupart des individus atteignent la maturité sexuelle à l'âge de deux ans, mais peu s'accouplent à cet âge (Banci, 1994). Le carcajou s'accouplerait l'été, de juin à août (Magoun et Valkenburg, 1983; Krott et Gardner, 1985). Selon les CTA, il s'accouplerait aussi pendant quelques semaines en mars et avril lors de périodes actives de déplacement (GRRB, 2001; Cardinal, 2004; Première Nation Deh Cho, 2006). La proportion de femelles adultes gravides se situait entre 74 % (Banci et Harestad, 1988) et 92 % (Rausch et Pearson, 1972) dans des études menées au Yukon et en Alaska. Le taux de gestation des subadultes (un et deux ans) était de 7 % au Yukon (Banci et Harestad, 1988) et de 50 % dans un échantillon Alaska-Yukon combiné (Rausch et Pearson, 1972), mais cette dernière étude pourrait avoir compté quelques adultes (Banci, 1994). Le taux de gestation baissait de 92 % chez les 2 et 3 ans à 53 % chez les 5 et 6 ans, et à 37 % pour les catégories d'âge combinées de 6 ans et plus. Des analyses récentes (2005-2006 à 2011-2012) de carcasses de carcajou au Yukon indiquaient un taux de gestation de 0 % chez les juvéniles, de 31 % chez les individus de 1 an, et de 80 % chez les adultes. Les individus de 3 à 5 ans présentaient les taux de gestation les plus élevés (90 %) (Jung et Kukka, 2013).

Le nombre moyen de fœtus recensé dans une étude des années 1980 au Yukon (Banci et Harestad, 1988) variait entre 2,8 (2 et 3 ans) et 3,4 (6 ans et plus). Les femelles de plus de 6 ans avaient les portées les plus nombreuses (Banci et Harestad, 1988; Rauset, 2013), mais avec un taux de gestation moindre pour cette catégorie d'âge. Les taux de reproduction observés en Alaska et en Idaho étaient respectivement de 0,69 et de 0,89 petit par femelle par an (Magoun, 1985; Copeland, 1996), ces valeurs faibles s'expliquant par le fait que souvent les femelles ne s'accouplaient qu'aux 2 ans. La taille de la portée était en lien étroit avec la production primaire (Rauset, 2013).

La période active de gestation prend de 30 à 40 jours (Rausch et Pearson, 1972). Des portées de 4 petits ou moins naissent entre janvier et avril (Banci et Harestad, 1988), ou même aussi tard que juin ou juillet (GRRB, 2001; Cardinal, 2004). Le petit du carcajou est sevré à 9 ou 10 semaines (Banci, 1994), et son corps atteint la taille adulte à 7 mois (Magoun, 1985).

Aux fins du présent rapport, la durée d'une génération est fondée sur l'âge moyen des femelles en âge de se reproduire dans la population. Le carcajou le plus vieux déclaré avait 16 ans, dans la région d'Inuvik des Territoires du Nord-Ouest (Branigan et Pongracz, données inédites, 2012). Des âges maximums de 11 ans et de 12,9 ans ont été rapportés dans la région de Kitikmeot au Nunavut (Lee, 1998) et au Yukon (Jung et Kukka, 2013), respectivement. La plupart des femelles ne s'accouplent pas avant l'âge de 3 ans, et l'âge moyen des femelles de 3 ans et plus se situe habituellement à 7 ou 8 ans. La durée d'une génération du carcajou est probablement de 7,5 ans.

Physiologie et adaptabilité

Les carcajous occupent habituellement un domaine vital variant d'environ 50 à 400 km^2 pour les femelles, et de 230 à 1 580 km^2 pour les mâles (Hornocker et Hash, 1981; Gardner, 1985; Magoun, 1985; Whitman *et al.*, 1986; Banci et Harestad, 1990; Copeland, 1996; Krebs *et al.*, 2007; Dawson *et al.*, 2010; Persson *et al.*, 2010). Lofroth (2001) a attesté un domaine vital moyen de 1 230 km^2 pour les femelles subadultes, et de 3 500 km^2 pour les mâles subadultes en dispersion. WMAC (NS) et Aklavik HTC (2003) rapportent que l'on peut observer en motoneige des pistes fraîches de carcajou solitaire environ tous les 40 à 80 km en avril et mai. Il pourrait y avoir chevauchement des domaines vitaux entre des membres du même sexe et des sexes opposés, plus souvent dans ce dernier cas (Krebs et Lewis, 2000). Cardinal (2004) mentionne que le domaine vital d'un mâle recouperait celui de quatre ou cinq femelles. Les chasseurs et trappeurs autochtones et inuits indiquent que le carcajou se déplace sur de très vastes distances (NSMA, 1999; Cardinal, 2004; ICC *et al.*, 2006; Henry, 2007) et qu'ils ne peuvent pas établir clairement si le carcajou a un territoire ou un domaine vital, car il ne semble jamais rester dans la même zone (Cardinal, 2004). Certains détenteurs de CTA croient que les carcajous plus vieux établissent des domaines vitaux, mais non les plus jeunes individus (Cardinal, 2004; Henry, 2007).

Le carcajou manifeste une certaine adaptabilité à l'humain, leur comportement de charognard les attirant vers les camps de pleine nature, les lignes de piégeage et les pistes de motoneige. Il y a aussi un impact négatif causé par les perturbations, entraînant une perte d'habitat fonctionnel et réduisant peut-être le succès de reproduction des femelles (voir la section **Menaces et facteurs limitatifs**).

Déplacements et dispersion

Il y a toujours une certaine proportion de la population, habituellement les individus d'un an, qui n'est que de passage. Les femelles d'un an tendent plus que les mâles de leur âge à établir un domaine vital à proximité de leur territoire natal, mais les deux sexes sont capables de déplacements sur de longues distances. Les distances de dispersion consignées pour des mâles vont de 200 à 874 km sur plusieurs mois (Gardner *et al.*, 1986; Inman *et al.*, 2004). Une distance de dispersion de 100 km a été signalée pour un mâle juvénile en Ontario (Dawson *et al.*, données inédites, 2013). Des déplacements maximaux de 225 à 300 km ont été consignés pour des femelles (Mulders, 2000; Aubry *et al.*, 2012).

Le carcajou est capable d'emprunter des terrains accidentés, y compris des zones de toundra et des glaciers, qui constitueraient un obstacle pour de nombreuses autres espèces de mammifère. Ses caractéristiques de dispersion ont probablement conféré au carcajou la capacité de repeupler des endroits de la Scandinavie qui faisaient défaut à sa répartition (Vangen *et al.*, 2001; Flagstad *et al.*, 2004).

Relations interspécifiques

Le carcajou est un prédateur et un charognard. Opportuniste, il se nourrit d'aliments qu'il peut trouver en abondance ou se procurer aisément (Cardinal, 2004; Clément, 2009; Benson, 2011; Inman *et al.*, 2012). Il cache souvent de la nourriture pour la consommer plus tard. Le régime alimentaire du carcajou varie habituellement selon les saisons et les années, alors qu'il change de sources de nourriture selon leur disponibilité (Dalerum *et al.*, 2009). Il mange davantage de chair fraîche l'été et réserve la charogne, ainsi que les aliments qu'il cache, pour l'hiver (Magoun, 1987). Ses proies comprennent de nombreuses espèces de petits mammifères et d'oiseaux nichant au sol. Les espèces de grands ongulés présentes dans son territoire constituent sa principale source de charogne (Gardner, 1985; Banci, 1987; Magoun, 1987; Johnson et Ruttan, 1993; NSMA, 1999; Mulders, 2000; GRRB, 2001; Thorpe *et al.*, 2001; Cardinal, 2004; Ray, 2004; Banci *et al.*, 2005; Dumond, 2007; Henry, 2007; Lofroth *et al.*, 2007; Clément, 2009; Carriere, 2010; Benson, 2011).

Dans la région de Kitikmeot (Nunavut), Mulders (2000) rapporte que des restes de caribou ont été trouvés dans l'estomac de 62 % des carcajous piégés en hiver. Des restes de bœuf musqué ont aussi été trouvés, dans 11 % des cas. Les sources mineures de nourriture comprenaient des spermophiles arctiques (*Spermophilus parryii*), des campagnols, des lemmings et des lagopèdes. Le caribou constituait également la proie la plus courante dans la région d'Inuvik des Territoires du Nord-Ouest (Branigan et Pongracz, données inédites, 2012), des restes de cette espèce ayant été trouvés dans l'estomac de 58 % des carcajous. Des restes de caribou de la toundra se trouvaient dans l'estomac de 56 % de tous les carcajous examinés dans la région North Slave des Territoires du Nord-Ouest (Mulders, données inédites, 2013), mais seulement dans l'estomac de 12 à 32 % des carcajous d'autres régions. Le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) (et probablement le lièvre arctique [*L. arcticus*] dans les régions de toundra) constitue une source importante de nourriture pour le carcajou dans le Nord (Banci, 1987; Branigan et Pongracz, données inédites, 2012). À cet égard, on a documenté une réaction décalée de deux ou trois ans dans la population à la suite d'une fluctuation de l'abondance de lièvres (Bulmer, 1975). En outre, le spermophile arctique représente une source de nourriture d'été importante dans l'Arctique (Magoun, 1987). Le carcajou se nourrit des charognes de plusieurs espèces de poisson et de phoque (Golder Associates, 2003; Cardinal, 2004; Banci *et al.*, 2005; Clement, 2009). Le porc-épic (*Erethizon dorsatum*) est aussi mentionné comme source courante de nourriture pour le carcajou dans la région visée par le règlement de la revendication des Gwich'in du delta du Mackenzie (GRRB, 2001, 2014).

Les grands carnivores produisent de la charogne, source importante de nourriture pour le carcajou, en particulier l'hiver (Wright et Ernst, 2004). Des carnivores peuvent également rivaliser avec le carcajou à l'endroit où ce dernier a tué une proie, devenant une source potentielle de mortalité du carcajou (White *et al.*, 2002; Krebs *et al.*, 2004; Jung et Kukka 2013). Johnson *et al.* (2005) ont découvert une association positive entre le carcajou et le loup, le grizzli et le caribou dans l'aire d'étude de la province géologique des Esclaves, près du lac Daring dans les Territoires du Nord-Ouest, mais une étude des connaissances traditionnelles dans la région du parc national Wood Buffalo n'a relevé aucun cas de carcajou prenant le caribou comme proie (Gunn, 2009).

Le carcajou est une proie pour le grizzli, l'ours blanc (*Ursus maritimus*), le loup, le couguar (*Puma concolor*), l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) et d'autres carcajous (Cardinal, 2004). Il peut rencontrer d'autres grands carnivores plus souvent lorsqu'il recherche de la charogne. Krebs *et al.* (2004) ont constaté que le piégeage et les collisions sur les routes ou les voies ferrées étaient responsables de 46 % des cas de mortalité dans un examen de 12 études sur des individus portant des colliers émetteurs. Les sources naturelles de mortalité comprenaient la prédation par le loup, le couguar et d'autres membres de l'espèce (30 % des facteurs autres que l'humain) et la famine (49 % des facteurs autres que l'humain).

Le parasite nématode (*Trichinella* spp.) a été trouvé dans 88 % des échantillons de carcajous analysés au Nunavut (Reichard *et al.*, 2008a) et 26 % des échantillons (n = 43) de la région du bas MacKenzie (Larter, comm. pers.), mais aucun des échantillons (n = 38) de la région du haut Mackenzie (Addison et Boles, 1978). Six autres espèces d'helminthe parasite (trématodes, cestodes et nématodes) étaient présentes dans l'appareil digestif de carcajous de la vallée du bas Mackenzie (Addison et Boles, 1978). Des protozoaires parasites (*Sacrosystis* spp.) avaient infecté 80 % des carcajous du Nunavut (Dubey *et al.*, 2010). Un autre protozoaire parasite, *Toxoplasma gondii*, a été décelé chez 41 % des carcajous examinés au Nunavut (Reichard *et al.*, 2008b). La prévalence de symptômes de maladie clinique n'est pas connue, mais ce parasite est transmissible à l'humain lors des activités de dépouillement et de manutention des peaux. Un carcajou atteint de la rage (infecté par une souche de rage du renard arctique [*Alopex lagopus*]) a été trouvé en Alaska (Beckman, comm. pers., 2012). Aucun cas de rage n'a été décelé chez 71 carcajous analysés à cette fin au Yukon ces dernières années (Jung, comm. pers., 2103).

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Il est difficile d'établir la taille et les tendances des populations, car la plupart des données numériques sont dérivées de l'activité de récolte. Dans la plus grande partie de l'aire de répartition de l'espèce, on ne sait pas si les données de récolte correspondent effectivement au niveau total de la récolte. La récolte de fourrures varie selon de nombreux facteurs autres que la population des animaux à fourrure,

notamment des facteurs environnementaux, sociaux, économiques et culturels (Slough et Jessup, 1996). Des tendances sont difficiles à établir si les activités de piégeage et leur déclaration varient au fil du temps et selon la compétence. Ainsi, Lee (1994a) était d'avis que la récolte était sous-estimée de 50 à 90 % au Nunavut et dans les Territoires du Nord-Ouest. Certaines publications avancent que moins de 20 % de la récolte atteint le commerce de la fourrure (Government of Nunavut, 2007; Spencer, données inédites, 2012). Selon les données de programmes de collecte de carcasses, la récolte non déclarée pourrait être sous-estimée de 35 % dans l'ensemble, et de plus de 80 % dans les collectivités côtières inuvialuites et inuites (Branigan et Pongracz, données inédites, 2012; Rossouw, données inédites, 2012; Mulders, données inédites, 2013; résumé dans NWT SARC, 2013). Lee (1994a) était d'avis que la récolte réelle était sous-estimée de 50 à 90 % dans la région de Coppermine, Bay Chimo et Bathurst Inlet. (*Nota :* bien que le taux de déclaration soit faible, on obtient des données supplémentaires sur la récolte grâce à des activités communautaires de collecte de carcasses en échange de montants d'argent, ce qui pourrait produire une meilleure estimation de la récolte totale de carcajous par région [Lee, 1994a, 1994b, 1998; Elliot et Dumond, 2005; Branigan et Pongracz, données inédites, 2012; Mulders, données inédites, 2013]).

Il est pratique courante de déduire une tendance à partir des statistiques de récolte, mais il pourrait être problématique de fonder les données de tendance sur le principe voulant que la récolte actuelle s'effectue à un niveau viable. Ainsi, en Colombie-Britannique, l'application d'un tel modèle de population aurait produit dans les années 1970 un calcul de population estimative de près de 10 000 carcajous, plutôt que la population réelle de 3 500 individus (Lofroth, comm. pers., 2012).

Les provinces et les territoires qui permettent la chasse et le piégeage du carcajou tiennent des registres des récoltes, mais les lois régissant la déclaration de la récolte varient grandement parmi les compétences. Dans le meilleur des cas, tous les carcajous récoltés sont dénombrés par une ou plusieurs méthodes – scellés obligatoires sur les peaux, déclaration obligatoire, permis d'exportation de fourrure ou registres des commerçants de fourrure – et l'emplacement de récolte de chaque bête est consigné. Les compétences effectuant ce type de surveillance de la récolte sont la Colombie-Britannique, l'Alberta et le Yukon.

D'autres compétences surveillent la récolte à partir des registres des négociants de fourrures et des permis d'exportation, qui consignent seulement les fourrures exportées pour des encans. Selon la culture et les traditions locales des trappeurs et des chasseurs, une proportion variable des peaux récoltées est conservée pour usage personnel ou pour la production locale d'objets d'artisanat. Ainsi, une grande partie de la récolte inuvialuite et inuite de carcajous dans l'Arctique (Yukon, Territoires du Nord-Ouest et Nunavut) n'est pas vendue à l'encan (Branigan et Pongracz, données inédites, 2012; Rossouw, données inédites, 2012; Mulders, données inédites, 2013).

Les réponses que fournissent les trappeurs à des questionnaires sont parfois converties en valeurs numériques et compilées pour produire des indices de l'abondance et des tendances du carcajou, afin de pouvoir comparer les interprétations par les trappeurs de l'abondance et des tendances dans une région donnée au fil des années (Slough, 2009). Une partie des limites de ces données tient à l'absence d'uniformité des perceptions des trappeurs, et à des habitudes de comportement animal indépendantes des densités de population, ce qui influence les perceptions de l'abondance (Jung *et al.*, 2005). Il est recommandé de vérifier l'information au moyen d'autres sources, comme les données sur la récolte de peaux et les relevés des populations.

Abondance et tendances

Les CTA laissent penser que les populations de carcajous sont très étalées, sans toutefois être abondantes (Cardinal, 2004). Les Gwich'in estiment que le carcajou est rare, tant maintenant que dans le passé, et qu'il ne semble pas présenter les mêmes cycles de population que d'autres animaux à fourrure (GRRB, 2014). La plupart des renseignements provenant de sources autres que les CTA sont fondées sur les données de récolte des 200 dernières années. À cet égard, les plus anciennes données de récolte du carcajou rattachées à des compétences canadiennes particulières indiquent que les populations, mesurées selon la réussite de la récolte, pourraient avoir connu un déclin dans les provinces des Prairies au cours des années 1920 et 1930 (Novak *et al.*, 1987). À l'époque, la récolte était déjà faible en Ontario, au Québec et au Labrador. La récolte de carcajous au nord du Québec et au Labrador a baissé de 1914 à 1923 (Schmelzer, données inédites, 2012), et le carcajou était disparu du Nouveau-Brunswick au début des années 1800.

La densité de la population de carcajous varie selon l'aire écologique, jusqu'à un maximum d'environ 10 carcajous par 1 000 km^2 en Amérique du Nord (tableau 2). Les densités les plus élevées se trouvent dans l'aire écologique des montagnes du Nord, dans le nord de l'aire écologique boréale et dans l'est de l'aire écologique des montagnes du Sud, ainsi que dans l'écozone du Bas-Arctique (5 à 10/1 000 km^2), où les associations végétales, les espèces-proies, les ongulés et les grands carnivores sont les plus diversifiés et abondants. L'aire écologique boréale du sud présente des densités modérées (1 à 3/1 000 km^2). Il n'y a pas eu d'études sur le terrain dans les aires écologiques du Pacifique et de l'ouest des montagnes du Sud, ni dans l'écozone du Haut-Arctique, et on présume que les densités y sont faibles.

Tableau 2. Estimations de la densité des populations de carcajous selon des études nord-américaines.

Densité (par 1 000 km^2)	Endroit	Aire d'étude (km^2)	Qualité relative de l'habitat	Écozone ou aire écologique nationale	Méthodes	Référence
6,5 (ET = 1,9)	Monts Omineca, nord de la C.-B.	8 900 km^2	Élevée	Montagnes du Nord et du Sud	Marquage-recapture et marquage-observation (caméras)	Lofroth et Krebs, 2007
5,8 (ET = 1,1)	Monts Columbia, sud de la C.-B.	7 000 km^2	Élevée	Montagnes du sud	Marquage-recapture et marquage-observation (caméras)	Lofroth et Krebs, 2007
0,3 - 2,0 - 4,1	C.-B.	s.o.	Rare, faible et modérée	Pacifique, boréale et montagnes du Sud (régions de plateau)	Projections selon les cotes de qualité de l'habitat	Lofroth et Krebs, 2007
4,8	Nord-est de la C.-B.	51 200	Modérée	Boréale	Trappe et pistes sur neige	Quick, 1953
6,8	Parc sauvage Willmore, Alb.	4 600	Élevée	Montagnes du Sud	Marquage génétique-recapture (marquage génétique non invasif)	Fisher *et al.*, 2009
3,0	Contreforts, Alb.	6 400	Modérée	Boréale	Marquage génétique-recapture (marquage génétique non invasif)	Fisher *et al.*, 2009
5,6	Refuge faunique de Kluane, Yn	1 800	Élevée	Montagnes du Nord	Résidents connus seulement, identifiés par capture vivante et télémétrie	Banci et Harestad, 1990
10,8	Refuge faunique de Kluane, Yn	1 800	Élevée	Montagnes du Nord	Calculé à partir de la taille moyenne du domaine vital, en présumant un habitat saturé	Banci et Harestad, 1990
9,7 (CV = 6,5%)[2]	Plaine Old Crow, Yn	3 375	Élevée	Montagnes du Nord	Échantillonnage en quadrat de pistes dans la neige par estimation de probabilité d'une unité d'échantillonnage (EPUE)	Golden *et al.*, 2007
Déclin de 10,73 (CV = 10,9 %) à 3,72 (CV = 15,4 %)	Lac Daring, T.N.-O.	2 556	Modérée à élevée	Écozone du Bas-Arctique	Marquage génétique-recapture	Mulders *et al.*, 2013b
Déclin de 11,43 (CV = 18 %) à 3,87 (CV = 16 %)	Diavik, T.N.-O.	1 269	Élevée	Écozone du Bas-Arctique	Marquage génétique-recapture	Boulanger et Mulders, 2013a
Déclin de 10,05 (CV = 19 %) à 6,14 (CV = 15 %)	Ekati, T.N.-O.	1 062 à 1 647	Élevée	Écozone du Bas-Arctique	Marquage génétique-recapture	Boulanger et Mulders, 2013a
4,6-5,2 (ET = 1,3 F-2,4 M)[1]	Lac Kennady, T.N.-O.	1 575	Modérée à élevée	Écozone du Bas-Arctique	Marquage génétique-recapture	Boulanger et Mulders, 2008
6,85 (ET = 1,05) 3,5 F, 3,3 M	Lac High, Nt	3 000	High	Écozone du Bas-Arctique	Marquage génétique-recapture	Poole, données inédites, 2013
4,80 (ET = 0,8) 1,5 F 3,3 M	Lac Izok, Nt	3 000	Modérée à élevée	Écozone du Bas-Arctique	Marquage génétique-recapture	Poole, données inédites, 2013

Densité (par 1 000 km^2)	Endroit	Aire d'étude (km^2)	Qualité relative de l'habitat	Écozone ou aire écologique nationale	Méthodes	Référence
0,7-1,4	Red Lake, Ont.	7 626	Faible à modérée	Boréale	Marquage génétique-recapture et taille moyenne du domaine vital	Dawson, Magoun, Ray et Bowman, données inédites, 2004 et 2013
ÉTATS-UNIS						
9,7 (5,9-15,0)	Sud-est de l'Alaska	2 140	Élevée	Pacifique	Caméra automatique et modèle spatial de capture-recapture	Royle *et al.*, 2011
3,0 (CV = 12,0 %)[2]	Centre-sud de l'Alaska	4 340	Modérée	Subalpine maritime (nord des monts Kenai)	EPUE	Golden *et al.*, 2007
5,2 (CV = 20,3 %)[2]	Centre-sud de l'Alaska	1 871	Élevée	Subalpine maritime (nord des monts Chugach)	Échantillonnage probabiliste par intersection des transects (EPIT)	Becker, 1991
4,7 (CV = 13,0 %)[2]	Centre-sud de l'Alaska		Modérée	Subalpine (est des monts Talkeetna)	EPIT	Becker et Gardner, 1992
4,0 - 7,4	Centre-sud de l'Alaska		Modérée à élevée	Subalpine (bassin de la rivière Susitna)	Domaine vital/télémétrie	Gardner et Ballard, 1982
4,9 (CV = 8,9 %)[2]	Centre-sud de l'Alaska	3 663	Modérée	Subalpine maritime (ouest des monts Chugach)	EPUE	Becker et Golden, 2008
4,6[2] (variabilité non est.)	Centre-sud de l'Alaska	1 050	Modérée	Subalpine maritime (ouest des monts Chugach et nord des monts Kenai)	Décompte total d'une petite aire d'étude	Golden, 2010
5,0 (CV = 17,1 %)[2]	Centre-sud de l'Alaska	1 939	Modérée à élevée	Subalpine maritime (nord des monts Kenai)	EPUE	Golden, données inédites, 2013
7,2	Alaska arctique	~5 000	Élevée	Arctique, ouest de la chaîne Brooks	Domaine vital/télémétrie	Magoun, 1985
20,8 (est. d'automne)	Alaska arctique	2 400	Élevée	Arctique, ouest de la chaîne Brooks	Domaine vital/télémétrie	Magoun, 1985
4,0-11,1	Idaho	8 000	Modérée à élevée	Subalpine	Capture vivante, télémétrie et potentiel de reproduction	Copeland, 1996
15,4[3]	Montana	1 300	Élevée	Subalpine	Capture et pistes dans la neige	Hornocker et Hash, 1981

1. Erreur-type (ET) indiquée pour les estimations de la densité des mâles et des femelles en 2004, 2005 et 2006.
2. Les relevés reposant sur les techniques EPUE ou EPIT devraient être considérés comme des estimations de population minimum, car ils sont menés à la fin de l'hiver ou au début du printemps, après la mortalité par piégeage et la dispersion (Golden, données inédites, 2012).
3. Surestimation possible à cause de l'effet de lisière dans la petite zone d'étude (Lofroth et Krebs, 2007) et de l'inclusion possible de juvéniles (Banci et Harestad, 1990).

La présentation suivante du statut des populations de carcajous est structurée par compétence, et les sources d'information des programmes de gestion et des projets de recherche varient grandement. Des estimations des populations sont données, mais leur exactitude peut varier selon la compétence.

Territoire du Yukon

Toutes les peaux de carcajou récoltées par les trappeurs et chasseurs au Yukon doivent porter un sceau, y compris les peaux gardées ou utilisées à l'intérieur du territoire. Les données disponibles indiquent une population stable dans toutes les régions du territoire, ainsi qu'un rétablissement complet depuis l'époque des programmes à grande échelle de contrôle du loup (empoisonnement tout au long des années 1970 et tirs aériens tout au long des années 1990). Les trappeurs et les détenteurs de connaissances autochtones disent que le carcajou a une présence généralement courante (Cardinal, 2004; Henry, 2004; ABEK, 2008), et que les pressions du piégeage n'ont pas fait reculer les récoltes (tableau 1). Le WMAC (NS) (2008) faisait état d'une récolte d'environ 10 carcajous par année par des trappeurs inuvialuits d'Aklavik (Territoires du Nord-Ouest).

Dans une superficie d'habitat continue et saturée du centre-sud du Yukon, Banci et Harestad (1990) ont estimé la densité de la population de carcajous 10,75 individus/1 000 km^2. Golden *et al.* (2007) estimaient la densité de population à 9,7 carcajous/1 000 km^2 sur la plaine Old Crow du Yukon. L'estimation s'établissait à 5,65/1 000 km^2 à partir des données sur les individus connus (en présumant une qualité d'habitat variable et une saturation incomplète de l'habitat). Ils estimaient la population résidente sur environ 85 % du territoire à 2 503 carcajous, et une population d'automne de 4 171 individus, y compris les juvéniles et les individus de passage (Banci, 1987). L'estimation découlait d'estimations du caractère adapté de l'habitat (superficie piégée, années-trappeurs et nombre de carcajous récoltés), qui sous-estimaient probablement la population de carcajous en région éloignée, où l'effort de piégeage est moins élevé qu'à proximité des collectivités. Une évaluation plus réaliste de la population pour le Yukon est de l'ordre de 3 500 à 4 000 individus si l'on extrapole sur l'ensemble du territoire et que l'on part du principe qu'un habitat de qualité supérieure présente une densité plus homogène.

Territoires du Nord-Ouest

Les carcajous seraient présents sur une grande partie des Territoires du Nord-Ouest (T.N.-O.), sans toutefois être nombreux (WMAC [NS] et Aklavik HTC, 2003; Community of Inuvik *et al.*, 2008; Community of Paulatuk *et al.*, 2008; Community of Tuktoyaktuk *et al.*, 2008). Les grandes quantités de caribous de la toundra et de loups dans des associations de taïga et de toundra laissent penser que le carcajou pourrait y être aussi répandu qu'ailleurs (Cardinal, 2004; Mulders *et al.*, 2007).

Entre 2004-2005 et 2011, les densités de carcajou ont baissé dans trois zones d'études des T.N.-O. (Boulanger et Mulders, 2013a, b). Au lac Daring, la densité a reculé à 35 % de sa valeur en début de période (10,73/1 000 km^2 à 3,72/1 000 km^2, entre 2004 et 2011) (Boulanger et Mulders, 2013b). À Diavik, la densité a chuté à 34 % de sa valeur de départ (11,43 à 3,87/1 000 km^2, entre 2005 et 2011), et à Ekati, elle a diminué à 61 % de sa valeur de départ (10,05 à 6,14/1 000 km^2 sur la même période) (Boulanger et Mulders, 2013a). Les densités de carcajou sont demeurées stables au lac Kennady de 2005 à 2006, passant de 4,6 à 5,2/1 000 km^2 (Boulanger et Mulders, 2008). Les baisses des effectifs de carcajous suivaient le déclin de la harde de caribous de Bathurst (Boulanger *et al.*, 2011; Mulders, comm. pers., 2013). Ces densités, même en recul, se situent dans la fourchette des densités modérées à élevées comparativement à d'autres zones d'étude du carcajou en Amérique du Nord (tableau 2).

Les collectivités côtières ont exporté moins de peaux de carcajou que les autres, notamment Paulatuk, qui n'a exporté aucune des 87 carcasses récoltées, et Tuktoyuktuk, qui a exporté 6,6 % des 136 carcasses récoltées entre 2004-2005 et 2011-2012 (Branigan et Pongracz, 2012; Rossouw, données inédites, 2012; sommaire de données dans NWT SARC, 2013). Le taux moyen régional d'exportation de peaux à Inuvik était de 19,2 %. Les collectes de carcasses d'autres régions (Dehcho, Sahtu, South Slave et North Slave) dépassaient rarement les récoltes déclarées entre 2001-2002 et 2011-2012, et le total des exportations de peaux dépassait celui des collectes de carcasses pour la période (Rossouw, données inédites, 2012; Mulders, données inédites, 2013). Une proportion inconnue de peaux de ces régions pourrait être conservée pour usage personnel et ne pas atteindre le commerce des fourrures. Une autre récolte non déclarée de carcajous s'effectue dans la région du lac Rennie des T.N.-O., par des trappeurs de Saskatchewan (Mulders, données inédites, 2013). Entre 2000-2001 et 2008-2009, les agents de conservation de la Saskatchewan ont consigné une moyenne annuelle de 38,7 peaux sur des permis d'exportation, soit 25,6 % de la récolte combinée.

Dans les T.N.-O., la récolte annuelle moyenne sur 20 ans est de 109 carcajous, et les données de récolte à long terme sont stables (tableaux 1, 2). La récolte annuelle moyenne est estimée à environ 200 carcajous (données corrigées pour les peaux n'atteignant pas le commerce de la fourrure à Inuvik, dans d'autres régions et dans la région frontalière de la Saskatchewan et de l'Alberta) (NWT SARC, 2013). La récolte non déclarée d'autres régions est difficile à estimer à partir des données disponibles, et n'a donc pas été utilisée pour relever l'estimation de la récolte. Avec une estimation de population de 5 100 individus pour les T.N.-O., le taux de récolte est bien inférieur (moins de 3,9 %) au taux de croissance intrinsèque annuel de 6,4 % chez les populations non piégées (viable si les aires piégées et de refuge sont de taille égale; Krebs *et al.*, 2004). Cardinal (2004) a identifié plusieurs refuges à l'abri du piégeage dans les T.N.-O.

Les détenteurs de CTA affirment que les tendances en matière de population du carcajou varient selon les endroits et les années, mais qu'il n'y a aucun signe clair de baisse de l'effectif. Dans des études de 2002-2004, la majorité des détenteurs de connaissances des T.N.-O. indiquaient que la population de carcajous était stable ou en croissance (Autsÿl K'e Dene First Nation, 2002; Nagy *et al.*, 2002; WMAC et Aklavik HTC, 2003; ABEKC, 2004; Cardinal, 2004), avec un possible déclin près de Yellowknife en 2004 (Cardinal, 2004). En 2005, des chasseurs inuvialuits d'Aklavik, Inuvik et Tuktoyaktuk indiquaient que le carcajou devenait plus difficile à trouver (ICC *et al.*, 2006), mais en 2006-2007, le carcajou serait devenu plus abondant à Aklavik (ABEK, 2007). Il n'y a pas de CTA plus récentes. Selon les tendances en matière de récolte et les connaissances locales, la population de carcajous augmenterait sur l'île de Vancouver (Cardinal, 2004; Banci *et al.*, 2005) et l'île Banks (Environnement Canada, 2013).

En 2003, on estimait que la population de carcajous des T.N.-O. comptait entre 3 500 et 4 000 individus, selon la fourchette des estimations de densité statistiques et autres, les avis de spécialistes, d'autres études nord-américaines et une évaluation sommaire de la qualité de l'habitat (COSEPAC, 2003; Slough, 2007). Des données plus récentes sur les densités du carcajou indiquent qu'un total estimatif de 3 430 à 7 325 individus pourraient être présents dans les T.N.-O. (NWT SARC, 2013). Un groupe supplémentaire de 220 à 470 juvéniles, pour beaucoup de passage, s'ajouterait à la population d'automne (avant la saison de piégeage) (selon un taux de croissance annuel de 6,4 %; Krebs *et al.* 2004).

Nunavut

Les statistiques sur le commerce de la fourrure au Nunavut portent sur les fourrures exportées pour vente à l'encan (tableau 1), ce qui sous-estime la récolte totale (Cardinal, 2004). La récolte de carcajous a aussi fait l'objet d'une surveillance dans le cadre de la Nunavut Wildlife Harvest Study (Nunavut Wildlife Management Board [NWMB], 2004).

Les densités de carcajous sont modérées dans l'ouest, et faibles dans les îles arctiques et le nord-est et l'est de la partie continentale, où le nombre d'individus serait stable ou en voie d'augmentation (Awan, comm. pers., 2012). De 2002 à 2004, les populations de carcajous dans la région de Kitikmeot au Nunavut auraient été relativement stables et robustes, avec une légère tendance cyclique suivant la disponibilité de la nourriture à l'échelle locale (Cardinal, 2004; Banci *et al.*, 2005). À titre comparatif, cette région a déclaré des niveaux de récolte parmi les plus élevés au Canada (Cardinal, 2004; NWMB, 2004; ICC *et al.*, 2006). Des commentaires similaires s'appliquaient à l'île Herschel, au Versant nord du Yukon (WMAC et Aklavik HTC, 2003), à la région de Slave North des T.N.-O. (Cardinal, 2004; Henry, 2004), à la région de Kakinyne (Autsÿl K'e Dene First Nation, 2002) et aux environs de Old Crow au Yukon (Cardinal, 2004; Henry, 2004) pour la même période. Des interventions faites lors de réunions communautaires tenues en 2005 par le Service canadien de la faune concernant l'inscription du carcajou à la liste de la LEP, ainsi qu'à l'occasion du

processus de planification de gestion du gouvernement du Nunavut, faisaient état d'une population croissante de carcajous (Han, comm. pers., 2012). Les collectivités en cause comprenaient Gjoa Haven (île King William), Kugaaruk, Cambridge Bay (île Victoria), Arviat et Rankin Inlet. Awan *et al.* (2012) ont rendu compte des opinions de 65 chasseurs du Nunavut, dont 58 % étaient d'avis que la population de carcajous augmentait dans leur région, alors que 40 % la jugeaient stable, et que 2 % la croyaient en recul.

Les densités de carcajous au lac High (près du golfe Coronation) et du lac Izok (près de la frontière des Territoires du Nord-Ouest) étaient estimées à 6,85/1 000 km^2 et 4,80/1 000 km^2 respectivement en 2008 (Poole, données inédites, 2013). Ces deux aires d'étude mesuraient 3 000 km^2 et se trouvent dans l'écozone du Bas-Arctique.

La Nunavut Wildlife Harvest Study indique que les récoltes annuelles de collectivités du Nunavut dans l'aire de répartition du carcajou sont inférieures à 5 à 20 individus par année, sauf à Kugluktuk, où l'on estime que la récolte s'établit entre 80 et 100 individus par année (NWMB, 2004). Dans le cadre du programme de collecte de carcasses du Nunavut, la moyenne de la récolte annuelle déclarée à Kugluktuk de 1986 à 2012 était de 63 carcajous. Il y a eu récolte de carcajous (2009-2010 à 2011-2012) aux environs de la plupart des collectivités du Nunavut, y compris Coral Harbour (île Southampton), Gjoa Haven, Cambridge Bay et d'autres endroits sur l'île Victoria. Aucune récolte n'a été rapportée à l'île de Baffin, mais des pistes de carcajou ont été signalées près de la rivière Clyde, au nord-est de l'île de Baffin, à l'hiver de 2011-2012 (Awan, comm. pers., 2012). Les seules récoltes de carcajous déclarées dans la région de Qikiqtaaluk (Baffin) avaient eu lieu à Hall Beach, sur la presqu'île Melville et à Igloolik. Une récolte excessive de carcajous à l'échelle locale peut se produire à proximité des collectivités et des concentrations de caribous de la toundra et caribou Dolphin-et-Union, en fonction de la repopulation depuis les refuges avoisinants.

Colombie-Britannique

Lofroth et Krebs (2007) ont appliqué un système de classification de la qualité des milieux, qui repose sur des estimations des densités de carcajous, pour effectuer une projection de la répartition et de l'abondance du carcajou à l'échelle provinciale. Les données de densité et d'association d'habitat provenaient de deux aires d'étude, soit les monts Columbia (7 000 km^2, 1994-2002) et les monts Omineca (8 900 km^2, 1995-2001), avec des densités estimées à 5,8 et à 6,5/1 000 km^2, respectivement. Le nombre de carcajous dans la province a été estimé à 3 530 individus (2 700 à 4 760; IC = 95 %) (Lofroth et Krebs, 2007). L'absence de données sur les zones où le carcajou est rare ou présent en faible densité pourrait être un facteur d'erreur dans l'estimation globale. Les densités moyennes étaient estimées à 0,3 carcajou/1 000 km^2 pour les milieux où l'espèce est rare, à 4,1/1 000 km^2 dans les milieux de qualité modérée et à 6,2 /1 000 km^2 dans les milieux de haute qualité. Ces estimations rejoignent la densité de 4,8/1 000 km^2 évaluée par Quick (1953) pour des milieux de qualité modérée dans le nord-est de la Colombie-Britannique. La bande de Shuswap a signalé une baisse d'abondance du carcajou dans le territoire traditionnel de Secwepemc,

qu'elle attribue à la surchasse et à la perte d'importantes voies de migrations (Shuswap Indian Band, 2008).

On estime que la population de l'île de Vancouver est très petite, sinon disparue. Presque chaque année, le ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique reçoit des comptes rendus d'observations non confirmées (Lofroth, comm. pers., 2012). La dernière observation confirmée remonte à 1992 (British Columbia Government, 2013) et il est possible que le carcajou soit disparu de l'île.

Alberta

Il n'y a pas d'estimation de la population de carcajous en Alberta. Les effectifs étaient probablement faibles dans les années 1950, alors qu'un programme de lutte contre la rage avait pour conséquence l'empoisonnement non sélectif de 5 500 loups, et d'un nombre indéterminé de carcajous (Petersen, 1997). L'extermination des loups par empoisonnement et tirs aériens se poursuit dans l'aire de répartition de la harde de caribou boréal de Little Smoky au centre-ouest de l'Alberta (Campbell, 2012), où il s'est tué au moins 650 loups depuis 2005. Depuis 1989, un quota de récolte d'un carcajou par ligne de piégeage est institué.

Des sondages d'opinion réalisés auprès de trappeurs en Alberta laissent penser qu'il existait en 1987 une population stable au nord de 56° de latitude Nord, mais que les populations étaient en déclin ailleurs. En 1994, la baisse se serait étendue à toute la province (Petersen, 1997). Une analyse des données de récolte de carcajous de 1985 à 2011 indique que le nombre de lignes de piégeage ayant permis de capturer des carcajous et la récolte moyenne de carcajous par ligne de piégeage ont augmenté depuis le début des années 1990 (Webb *et al.*, 2013). La récolte a connu une hausse considérable dans la région naturelle des bas-plateaux boréaux du nord-ouest, pour cependant décliner dans les régions du Bouclier canadien et des Rocheuses, sans que l'on sache si ces augmentations ou diminutions découlent de changements dans les populations de carcajous, l'intensité du piégeage ou d'autres facteurs.

Entre 2005 et 2008, Fisher *et al.* (2013) ont fait appel au marquage génétique pour en arriver à des densités de carcajou de 6,8/1 000 km^2 dans le parc sauvage Willmore (Rocheuses), et de 3/1 000 km^2 dans une aire d'étude des contreforts, près de Hinton et Grande Cache. À partir de données de caméras à déclenchement automatique, Fisher et Heim (2012) estiment que les tendances en matière d'abondance sont similaires dans le Parc national Banff subalpin, par rapport aux contreforts de l'est de l'Alberta. Les milieux des régions boréales du nord n'ont pas été étudiés.

Saskatchewan

La récolte est faible dans le sud de la forêt boréale (218 612 km^2) et plus abondante dans le nord (132 958 km^2) (Siemens Worsley, 2011), ce qui correspondrait à l'abondance relative du carcajou. Une estimation brute établit la population à moins

de 1 000 individus, selon les hypothèses en matière de densité et de répartition. Les réponses des trappeurs à des questionnaires visant la zone de piégeage du sud de la Saskatchewan et la zone de conservation des animaux à fourrure du nord laissent croire que le carcajou serait rare dans les deux régions (2006-2007 à 2011-2012) (Gollop, 2012).

Manitoba

Le carcajou habite la partie nord de la province, au nord du 53^{e} parallèle (Berezanski, 2004). Il semble que les plus fortes densités se trouvent dans le nord-est, mais les régions du centre-nord et du nord-ouest sont exposées à moins d'activités de piégeage et pourraient constituer un bassin de population pour les régions voisines. Historiquement, l'espèce est rare dans le sud du Manitoba, l'aménagement humain ayant repoussé la limite de l'aire de répartition vers le nord (Berezanski, 2004).

D'après les données de récolte, on estime que la population de carcajous au Manitoba compte de 500 à 800 individus (Johnson, 1990). Berezanski (2004) établissait à 6 % le taux de récolte viable (dans Krebs *et al.*, 2004) et postulait que la récolte était viable au Manitoba, pour en arriver à une estimation de population entre 1 100 et 1 600 individus, la quantité de 1 100 étant plus probable en raison d'une productivité présumée inférieure par rapport à d'autres régions de l'Ouest canadien (Berezanski, 2004).

L'augmentation de la récolte dans les années 1980 s'explique par plusieurs facteurs, notamment l'arrêt de l'empoisonnement des loups, une augmentation de la charogne de bêtes tuées par les loups, une date de clôture de la saison de piégeage offrant une certaine protection aux femelles avec des petits (ce qui pourrait permettre une production accrue) et une augmentation du prix de la fourrure et, donc, de l'activité de piégeage (Johnson, 1990). Le taux de récolte du carcajou varie beaucoup depuis 1980, sans toutefois changer considérablement (Berezanski, comm. pers., 2013). La population serait stable dans l'ensemble (Berezanski, 2004) et, selon les données de récolte, elle pourrait s'accroître dans la région de Churchill au nord-est, et peut-être dans le sud (Berezanski, comm. pers., 2013). Les populations de carcajous dans le nord-est du Manitoba pourraient profiter de l'expansion de la harde de caribous de l'île Pen (migration de l'est), qui a le même effet positif dans le nord-est de l'Ontario (Dawson, 2000; Berezanski, 2004). Le Keeyask Hydro Limited Partnership (2012) a indiqué que les populations de carcajous augmentent dans la région de Keeyask et celle de l'aval de la rivière Nelson au nord du Manitoba, les premières observations remontant à 2009. Celles-ci proviennent cependant d'un seul trappeur.

Ontario

Certaines CTA indiquent que le carcajou, même s'il a toujours été rare, a été constamment présent, sans changement perceptible de son abondance relative depuis les années 1970. D'autres détenteurs de CTA avancent toutefois qu'il y a eu des augmentations depuis la fin des années 1970 ou le début des années 1980 (Ray, 2004). Le carcajou est réapparu dans la région de Winisk-Peawanuck au milieu des années 1990 (Dawson, 2000).

L'Ontario Wolverine Recovery Team (2013) a produit un sommaire de la répartition du carcajou en Ontario. Le carcajou est actuellement présent dans le nord-ouest de l'Ontario, après un recul de son aire de répartition dans les années 1800, du fait de la conversion d'habitat par l'établissement humain, l'exploitation forestière, la construction de voies ferrées et la récolte excessive d'ongulés (Ontario Wolverine Recovery Team, 2013).

Les données de relevés aériens et les CTA semblent indiquer que le carcajou a récemment étendu sa répartition à l'est de son aire de répartition « périphérique » (figure 4), en conséquence d'une expansion de la harde de caribous de l'île Pen, au cours des années 1980 et 1990 (Dawson, 2000), et de changements dans la répartition du caribou boréal sur les basses-terres de la baie d'Hudson (Magoun *et al.*, 2004, 2005a; Ray, 2004). Ray (2012) relève des observations fortuites de carcajous à moins de 200 km de la frontière du Québec. En 2012, un carcajou a été récolté près de cette même frontière (Dawson, comm. pers., 2012). Kelsall (1981) était d'avis que les carcajous d'Ontario étaient isolés de ceux du Québec et du Labrador, mais ce n'est peut-être plus le cas.

On estime que la population de carcajous en Ontario compte entre 458 et 645 individus (Bowman, comm. pers., 2013), d'après une densité minimale estimée à 1,4 carcajou/1 000 km^2 dans une aire de 7 626 km^2 où l'on a mené une étude de marquage génétique et capture (Dawson *et al.*, données inédites). Si le carcajou subsiste à des densités similaires dans l'ensemble de la province, l'Ontario aurait une population estimative de 645 carcajous. Toutefois, les résultats de relevés aériens (Ontario Wolverine Recovery Strategy) laissent penser que la densité n'est pas uniforme, et que cette estimation correspond aux valeurs supérieures de la fourchette de densités dans la province. Par conséquent, si l'on divise l'aire de répartition du carcajou en zones de haute densité (274 551 km^2) et de faible densité (172 563 km^2), en présumant pour cette dernière une densité de 0,7/1 000 km^2, il y aurait une population estimative de 458 individus. Cette estimation ne comporte pas d'intervalle de confiance.

En 2001-2002, l'Ontario imposait un quota nul aux trappeurs non autochtones, et mettait fin à la saison de piégeage en 2009. Toutefois, entre un et quatre carcajous sont tués accidentellement chaque année (Dawson, comm. pers., 2002; Bowman et al., 2010). Les traités du nord de l'Ontario permettent aux peuples autochtones de continuer de récolter le carcajou à leurs fins personnelles (Heydon, comm. pers., 2002).

Québec

Les récoltes historiques de carcajous au Québec sont mal documentées. Les données historiques de traite de la fourrure de la Compagnie de la Baie d'Hudson à Fort Chimo (maintenant Kuujjuak) de 1868 à 1923 font état d'au moins 1 190 peaux récoltées, avec une baisse soudaine de 23 à 4 peaux par année pendant la période de 1914 à 1923 (Schmelzer, données inédites, 2012). Les récoltes se situaient entre 0 et 24 peaux par hiver depuis que Statistique Canada a commencé à consigner des données en 1919 (Fortin *et al.*, 2005). Ces données ont permis de présumer que l'espèce n'a jamais été particulièrement abondante dans la population de l'Est (Fortin *et al.*, 2005). Le Québec a interdit la récolte du carcajou en 1981, sauf dans le territoire visé par la Convention de la Baie James et du Nord québécois, qui couvre une grande partie du nord du Québec. Les détenteurs de savoir autochtone des générations actuelles et précédentes dans le nord du Québec affirment que le carcajou est très rare (COSEWIC, 2012b).

Aucune observation de carcajou n'a été confirmée au Québec depuis la capture du dernier spécimen en 1978. Fortin *et al.* (2005) mentionnaient la capture en 2004 d'un individu dans la région de Lanaudière comme un indicateur d'une population relique de carcajous, mais il a été établi depuis que l'animal s'était échappé d'un zoo ontarien (ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, 2013). On compte une soixantaine d'observations non confirmées au Québec et au Labrador entre 1965 et 2004 (Fortin *et al.*, 2005). Plus de 70 observations ont été signalées entre 2000 et 2012 (Thibault, données inédites, 2013; figure 5); 14 d'entre elles étaient jugées probables, 35 possibles, et 22 douteuses. Des données d'observation non confirmée reposant sur des pistes doivent faire l'objet d'un certain scepticisme, car la taille et la forme des traces varient en fonction des conditions neigeuses (McKelvey *et al.*, 2008).

Selon des observations et des recherches récentes (voir la section **Activités de recherche**), le carcajou serait très rare, à un niveau non détectable par les activités de relevé actuelles, ou disparu du Québec.

Labrador (partie continentale de Terre-Neuve-et-Labrador)

Un examen des données de traite des fourrures de la Compagnie de la Baie d'Hudson aux postes de Davis Inlet et des missions moraves de Hebron et Okak dénotait la traite de 873 peaux de carcajou entre 1884 et 1923 (Schmelzer, données inédites, 2012). Certaines peaux vendues à Fort Chimo (Québec) provenaient probablement du Labrador (Moores, comm. pers.). La traite des peaux de carcajou s'est poursuivie jusqu'au milieu des années 1900 (Schmelzer, 2006).

Plus de 40 observations non confirmées de carcajous ont été signalées au cours des 30 dernières années (Schmelzer, 2012). L'absence de données confirmées à l'issue de nombreux relevés (voir la section **Activités de recherche**) a porté à conclure que le carcajou pourrait être disparu de son aire de répartition au Labrador, et que les populations voisines du Québec sont trop peu nombreuses, sinon absentes, pour alimenter une recolonisation (Schmelzer, données inédites, 2012). Des aînés innus disent savoir peu de choses sur la situation actuelle du carcajou, et avancent qu'il est très rare (Paul F. Wilkinson and Associates Inc., 2009), mais qu'il était relativement abondant autour de la période de 1935 à 1940 dans la région de Schefferville au Québec et au Labrador (Clement, 2009).

Estimation de la population canadienne

La taille de la population est inconnue, mais elle dépasse probablement les 10 000 adultes. Si les données de récolte sont exactes, et si l'on peut extrapoler adéquatement la taille de la population à partir d'estimations de densité, les estimations des populations de carcajous (individus adultes) se présenteraient ainsi : Yukon (de 3 500 à 4 000), Territoires du Nord-Ouest (de 3 430 à 7 325), Colombie-Britannique (de 2 700 à 4 760), Saskatchewan (plus de 1 000) et Manitoba (de 1 100 à 1 600). Les données disponibles sur la répartition et les densités connues dans des aires écologiques similaires laissent penser que les populations dans les autres compétences présenteraient les niveaux approximatifs suivants : Alberta (de 1 500 à 2 000; l'aire de répartition du carcajou est relativement étendue, avec quelques milieux à caractère propice) et Nunavut (de 2 000 à 2 500). Pour l'Ontario, la population compterait entre 458 et 645 carcajous. Par conséquent, la sous-population totale estimative de l'ouest s'établirait entre 15 688 et 23 830 adultes. Ces estimations présument toutefois un effort de piégeage constant et une uniformité relative des densités de carcajou dans l'ensemble de l'aire de répartition.

Il n'y a pas d'estimation de la sous-population de l'est, et la dernière observation confirmée remonte à 1978. L'absence de données confirmées depuis les nombreuses observations signalées (figure 4) laisse croire à une population très réduite (moins de 100 individus), peut-être même disparue.

Fluctuations et tendances

La section **Abondance** traite des fluctuations et tendances de la population dans chaque compétence. En bref, les estimations des effectifs manquent de certitude, mais la population compte probablement plus de 10 000 carcajous. La tendance n'est pas connue, mais les données indicatrices des trappeurs et des chasseurs laissent penser que des sous-populations augmentent dans certaines parties des Territoires du Nord-Ouest, du Nunavut, du nord de l'Alberta, du Manitoba et de l'Ontario, tandis qu'elles connaîtraient un recul dans le sud de l'aire de répartition de l'espèce. Des disparitions (ou quasi-disparitions) sont survenues dans une partie considérable de l'aire de répartition historique, notamment dans l'est du Canada, les Prairies et l'île de Vancouver. On ne sait pas si les déclins antérieurs dans l'aire écologique nationale des montagnes du Sud en Colombie-Britannique et en Alberta se sont poursuivis depuis la dernière évaluation (COSEPAC, 2003).

Aucune donnée n'existe pour dénoter des changements de population dans l'aire de répartition de la sous-population de l'est (Québec-Labrador).

Au moins 559 carcajous ont été tués en 2009-2010. Au cours des 17 dernières années (1992-1993 à 2009-2010), les niveaux de récolte (entre 385 et 637 individus) étaient semblables pour l'ensemble du Canada (tableau 1).

Immigration de source externe

Des similitudes génétiques prouvées par ADN nucléaire laissent croire à une actuelle connectivité entre l'Alaska et l'ouest du Canada (Gardner *et al.*, 1986; Kyle et Strobeck, 2001, 2002). Les populations de carcajous en Alaska sont en continuité de celles du Yukon et de la Colombie-Britannique, ce qui rend probable une immigration de source externe depuis l'Alaska le long de la frontière internationale. Le tableau 2 présente des estimations de densité du carcajou en Alaska.

La probabilité d'une immigration de source externe depuis les territoires contigus des États-Unis est négligeable. Ce sont des populations de plus en plus fragmentées qui habitent les régions subalpines de l'État de Washington, de l'Idaho, de l'ouest du Montana et du Wyoming (Aubry *et al.*, 2007; figure 3). Il pourrait y avoir un total de 35 carcajous habitant ce territoire (limites crédibles de 28 à 52) (Schwartz *et al.*, 2009). La sous-structuration génétique a été documentée pour les populations de carcajous de l'Idaho (Kyle et Strobeck, 2002) et du Montana (Cegelski *et al.*, 2003, 2006), et elle semble indiquer des taux de migration relativement faibles entre les chaînes de montagnes adjacentes.

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Un tableau d'évaluation des menaces de l'UICN a été produit parmi les compétences et les membres du COSEPAC afin de documenter la portée et la gravité des principales menaces qui pèsent sur le carcajou (annexe 1). L'impact global des menaces a été qualifié de moyen, principalement en raison de préoccupations liées au déclin des populations de caribous, à la réaction à des perturbations comme l'aménagement de routes et d'infrastructures, et à la création d'accès susceptibles d'aboutir à des niveaux de récolte non viables.

Plusieurs documents récents ont exposé des menaces, notamment le rapport de situation du COSEPAC de 2003 (COSEPAC, 2003), l'Ontario Wolverine Recovery Plan (OWRT, 2013), et l'Eastern Population Recovery Plan (Fortin *et al.*, 2005). La perte et la fragmentation de l'habitat ainsi que le changement climatique menacent toujours les populations de carcajous en périphérie est et sud de leur aire de répartition. La perte d'habitat découle de la transformation de milieux naturels pour des utilisations humaines des terres, notamment l'agriculture, l'élevage du bétail, l'aménagement urbain et de banlieue, l'exploitation minière, l'extraction pétrolière et gazière, les réservoirs hydroélectriques et les réseaux routiers connexes qui facilitent l'accès et, donc, la récolte et les perturbations.

Les menaces qui pèsent sur la sous-population de l'est découlent principalement de la perte de charogne en lien avec le déclin des hardes de caribous, des aménagements hydroélectriques et de la densité routière dans les régions de mise en valeur accrue des ressources. Les menaces dans le sud-ouest de l'aire de répartition proviennent principalement du déclin du caribou, des routes, d'un accès accru rendant possible une récolte excessive et du changement climatique. Les menaces dans le nord de l'aire de répartition se rattachent surtout aux sites de mise en valeur des ressources, à la récolte et au déclin du caribou dans certaines régions. Ces éléments sont abordés plus en détail ci-après.

Récolte

La récolte constitue actuellement l'activité humaine qui présente le plus fort potentiel de réduction directe des populations de carcajous à des niveaux susceptibles d'avoir un effet néfaste sur la dynamique de la métapopulation et d'entraîner sa disparition (Lofroth et Ott, 2007). En Colombie-Britannique, la récolte de carcajous était stable à l'échelle provinciale, mais non viable dans 15 des 71 unités de population (Lofroth et Ott, 2007). De faibles densités, la grande taille du domaine vital et les déplacements sur de longues distances d'individus en dispersion contribuent à rendre le carcajou vulnérable au piégeage et à la chasse. La vulnérabilité accrue du carcajou au piégeage à la suite d'un effondrement des populations de lièvres d'Amérique donne la fausse impression que le carcajou est plus abondant qu'auparavant (Hatler, 1989; Jung *et al.*, 2005; Slough, 2009). Banci (1987) signalait d'ailleurs une augmentation de la récolte de mâles adultes en mars 1983 après un effondrement de la population de lièvres d'Amérique.

Les niveaux de récolte sont demeurés stables dans les compétences de l'ouest (tableau 1). Des mesures de gestion de la récolte, notamment des interdictions de piégeage, des saisons limitées, des quotas, la limitation de la participation et l'enregistrement de concessions de piégeage ont atténué ces menaces dans la plupart des compétences (Slough *et al.*, 1987; Johnson, 1990). Les bénéficiaires de l'Accord sur les revendications territoriales du Nunavut ne sont pas assujettis à cette réglementation de la récolte (bien que certaines restrictions locales puissent s'appliquer aux membres; Crystal, comm. pers., 2014) et les taux de récolte par les bénéficiaires ne sont pas bien documentés. Il faut un permis pour exporter des peaux de carcajou, mais une grande proportion des carcajous récoltés dans l'Arctique sont utilisés localement et non exportés pour des encans de fourrure. Une récolte excessive pourrait donc passer inaperçue. La récolte annuelle estimative de carcajous (y compris les récoltes non déclarées du Yukon, des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut) est probablement inférieure à 1 000 individus.

Le taux de survie était inférieur à 0,75 pour les deux sexes et tous les groupes d'âge dans les aires de piégeage, et supérieur à 0,84 dans les aires sans piégeage (Krebs *et al.*, 2004). Les taux de croissance intrinsèques (λ) étaient estimés à 0,88 pour les populations dans les aires de piégeage, et à 1,06 pour les populations non ciblées par le piégeage. Le taux de survie atteignait son niveau le plus élevé chez les femelles adultes (0,88 dans les aires sans piégeage, 0,73 dans les aires de piégeage) et le plus faible chez les mâles subadultes (0,45 dans les aires de piégeage) (Krebs *et al.*, 2004). Ces données laissent penser que la plupart des populations dans les aires de piégeage connaîtraient un déclin en l'absence d'immigration depuis des refuges. La récolte locale de carcajous pourrait être excessive dans certaines régions (Krebs *et al.*, 2004), mais les individus capturés sont en grande partie remplacés par des immigrants provenant de refuges à l'abri du piégeage. Cardinal (2004) a identifié plusieurs de ces refuges un peu partout dans le nord du Canada. L'intégration d'aires sans piégeage à titre de refuges fonctionnels dans la gestion des lignes de piégeage constitue une stratégie appliquée par de nombreux trappeurs et mise en valeur dans l'éducation en la matière (p. ex. Yukon Department of Renewable Resources, date inconnue). De nombreux refuges présentent cette caractéristique de par leur nature, les aires de piégeage étant simplement étendues et inaccessibles. Krebs *et al.* (2004) ont regroupé les données de 12 études nord-américaines pour estimer que, avec un taux de récolte annuel moyen de 12,2 % et un taux de croissance intrinsèque de 6,4 %, des refuges à l'abri du piégeage devraient s'étendre sur une superficie représentant le double de celle des aires de récolte. L'autogestion par les trappeurs et l'inaccessibilité sont les principaux facteurs d'existence de refuges. Le pourcentage du territoire exempt de récoltes n'est pas connu, mais un spécialiste consulté lors du calcul d'évaluation des menaces estimait que de 70 à 100 % de l'aire de répartition (dans les compétences autorisant le piégeage) serait exposée à une possible récolte. Il faut souligner que les refuges ne sont pas réglementés, et que le fait de se fier aux refuges pour maintenir une récolte viable risque d'échouer si l'on propose des incitatifs à une augmentation de la récolte et que le piégeage s'étend aux refuges.

Des refuges peuvent rapidement devenir accessibles : dans le nord-est de la Colombie-Britannique, de 1996 à 2008, la forêt a été abattue sur 279 595 km pour créer des lignes sismiques, soit environ 2,54 km/km^2 d'accès supplémentaire pour les trappeurs (Weir, comm. pers., 2014). L'utilisation de la motoneige pour pousser le carcajou à l'épuisement ou s'en approcher pour l'abattre à la carabine est pratique courante dans certaines compétences (p. ex. Yukon; Jung, comm. pers.) et l'on s'inquiète de la possibilité que la récolte par motoneige plutôt que par pièges posés de façon traditionnelle étende le territoire de récolte et réduise les aires de refuge à l'abri du piégeage.

Routes et corridors de transport

La densité routière accrue dans les aires de coupe et ailleurs crée des perturbations (Krebs *et al.*, 2007; Bowman *et al.*, 2010) qui pourraient toucher directement le carcajou et ses proies (p. ex. le caribou). Les routes rendent également le carcajou vulnérable à la mortalité par piégeage ou collision avec un véhicule. Les Gwich'in de la région du fleuve Mackenzie croient que l'autoroute de la vallée du Mackenzie pourrait faciliter l'accès à la récolte et la mortalité sur la route (GRRB, 2014). May *et al.* (2006) ont constaté que les carcajous en Scandinavie choisissent leur domaine vital en fonction du degré d'aménagement par l'humain et, dans une moindre mesure, du caractère propice du milieu. En Ontario, la densité routière semble influencer le choix du domaine vital (Dawson et al., 2010). Les zones comportant des routes ou des structures humaines étaient évitées ou choisies moins souvent que de grandes aires sans route. Une relation similaire a été relevée dans les États contigus du nord-ouest des États-Unis, où la densité routière ou démographique de l'humain avait plus d'influence que la quantité ou la qualité de la végétation sur le nombre de carcajous (Rowland *et al.*, 2003). Les modèles à l'échelle des bassins versants prévoyaient en effet des effectifs moindres dans les zones de forte densité routière (densité de 0,44 à 1,06 km/km^2). Dans la région des Rocheuses, Carroll *et al.* (2001) ont prévu une baisse d'occurrence du carcajou aux endroits où la densité routière est supérieure à quelque 1,7 km/km^2. La densité routière moyenne dans le domaine vital du carcajou a été établie à 0,43 km/km^2 en Ontario, et les individus dont le domaine vital comportait une densité routière supérieure à la moyenne couraient un risque de mortalité plus élevé en raison de facteurs anthropiques (Bowman *et al.*, 2010). Le carcajou est moins abondant dans les zones d'activité humaine, notamment les routes (densité routière moyenne de 0,37 km/km^2) et l'exploitation forestière (pertes d'habitat temporaires et fonctionnelles) (Bowman *et al.*, 2010). La mise en valeur des ressources s'accompagne souvent d'un accès routier, et la densité routière sert donc d'indicateur indirect de l'étendue de l'empreinte humaine (Bowman *et al.*, 2010). La densité routière est associée à un comportement d'évitement chez le carcajou, et aussi à un risque accru de mortalité par le piégeage, la chasse et les collisions avec des véhicules.

Les grandes autoroutes et autres corridors de transport, comme dans le sud de l'Alberta et en Colombie-Britannique, peuvent constituer des obstacles aux déplacements et à la dispersion, et représenter une source de mortalité (Gibeau et Heuer, 1996). La perturbation par le bruit (Golder Associates, 2003) et la circulation

peut se traduire par un évitement des corridors de transport. Gibeau et Heuer (1996) ont documenté deux cas de mortalité de carcajou sur l'autoroute dans le Parc national de Banff, où ils ont aussi relevé des comportements d'approche et de retraite avant que des carcajous ne réussissent à traverser des routes pendant des périodes achalandées. Austin (1998) a constaté que les carcajous choisissaient des points de franchissement étroits (moins de 100 m), évitaient les zones situées à moins de 100 m de l'autoroute Transcanadienne et préféraient les aires à plus de 1 100 m d'écart. Alexander *et al.* (2005) ont étudié dans le même secteur l'effet du débit de circulation sur la guilde des carnivores, qui englobe le carcajou. Ils avancent l'existence d'un seuil de déplacement des carnivores se situant entre 300 et 500 véhicules par jour, ou un débit journalier annuel moyen (DJMA) de 3 000 à 5 000 véhicules, si on tient compte d'un rapport annuel de 10:1 pour la circulation d'hiver. Aucun franchissement de carcajou (n = 39) n'a été observé à ce débit de circulation (Alexander, comm. pers., 2013). Le DJMA s'élève à 14 000 véhicules dans le Parc national de Banff, et des débits similaires sont probables pour le tronçon direction ouest de la Transcanadienne qui traverse l'aire de répartition du carcajou.

Le flux génétique du carcajou et ses déplacements le long de structures franchissant des autoroutes (passages inférieurs et supérieurs le long de sections clôturées) font l'objet d'une évaluation sur un autre tronçon de 30 km de la Transcanadienne élargi à quatre voies dans le Parc national de Banff (Clevenger *et al.*, 2011a). Une étude de plus grande ampleur surveille l'occurrence et le taux de toutes les collisions animal-véhicule et l'utilisation des structures de franchissement (Clevenger *et al.*, 2011b). Dans les 17 ans (1996-2014) de surveillance sur la Transcanadienne, on a observé dix franchissements (neuf par passage inférieur, un par passage supérieur) par au moins deux carcajous différents (Clevenger, 2013; Clevenger, comm. pers., 2014). Le typage génétique d'échantillons de poils indique que cinq mâles et trois femelles ont traversé la Transcanadienne sur une période de trois ans, bien qu'ils aient fort probablement traversé dans des sections non clôturées. Depuis 1980, quatre carcajous sont morts dans des parties non clôturées de la Transcanadienne. L'échantillon est réduit, mais les résultats préliminaires semblent indiquer que la Transcanadienne ne constitue pas une barrière pour les mâles, mais peut-être pour les femelles (Clevenger, comm. pers., 2014).

Facteurs biologiques

Les facteurs biologiques qui limitent les populations de carcajous comprennent le faible taux de croissance intrinsèque de l'espèce, de faibles densités naturelles et un grand domaine vital (Banci et Proulx, 1999). En contrepartie, ses aptitudes de dispersion sur de longues distances confèrent au carcajou la capacité de recoloniser des milieux vacants (Vangen *et al.*, 2001; Flagstad *et al.*, 2004). La repopulation peut prendre plusieurs décennies, mais elle est possible en présence de facteurs favorisant la survie du carcajou (Johnson, 1990; Vangen *et al.*, 2001).

Les effets indirects sur le bassin de proies et les grands carnivores, qui affectent la disponibilité de la charogne, se répercutent également sur les populations de carcajous. Ces effets comprennent la surchasse d'ongulés et de carnivores, ainsi que les baisses des populations de proies (et de charogne) causées par la perte et la fragmentation de leur habitat (Cardinal, 2004). Une récente recolonisation du sud de la Scandinavie par les loups a abouti à une augmentation de la charogne d'orignal dans le régime alimentaire du carcajou et à une baisse de l'occurrence de caribous et de rongeurs tués par des carcajous (van Dijk *et al.*, 2008).

La disponibilité de proies et de charogne constitue un autre facteur biologique limitatif (voir la section **Besoins en matière d'habitat**). Le carcajou s'attaque rarement au bétail en Amérique du Nord (comme il le fait en Europe; Landa *et al.*, 1997) et il n'est donc pas directement ciblé par la lutte aux prédateurs. Les programmes d'empoisonnement du loup dans l'ouest du Canada, qui tuaient accessoirement des carcajous, ont pris fin dans les années 1970, pour cependant être repris dans le centre-ouest de l'Alberta en 2005. Le carcajou pourrait être touché par des programmes de réduction des populations de loups visant à réduire la prédation des hardes de caribou boréal en déclin.

Changement climatique

La couverture neigeuse printanière pendant la période de mise bas constitue un important besoin du carcajou en matière d'habitat (Aubry *et al.*, 2007; voir la section **Habitat**). Les modèles climatiques prévoient des augmentations des températures et des précipitations au Canada (IPCC, 2007), le réchauffement le plus marqué devant se manifester dans le nord du Canada. Il est probable que les précipitations augmenteront en hiver et au printemps, mais qu'elles diminueront en été. La saison des neiges devrait durer moins longtemps, mais une augmentation nette des chutes de neige devrait compenser la saison écourtée, avec une augmentation nette des accumulations. Depuis la fin des années 1980, la couverture de neige printanière fond de quatre à sept jours plus tôt qu'auparavant (Foster *et al.*, 2008), et la neige fond également plus tôt dans les montagnes de l'ouest (Stewart, 2009).

L'impact de la réduction de la neige sur le carcajou est incertain (Wolverine Science Panel, 2014). Dans le nord de l'aire de répartition de l'espèce, une fonte précoce pourrait ne pas causer de problèmes, car la neige persiste durant la période de natalité (Magoun et Copeland, 1998). Toutefois, en région montagneuse en particulier et Colombie-Britannique et en Alberta, la réduction de la neige printanière est considérée comme une grave menace. La productivité pourrait diminuer, l'aire de répartition pourrait se déplacer, et les milieux propices et les populations pourraient devenir plus morcelés (Copeland *et al.*, 2010; McKelvey *et al.*, 2011; Weir, comm. pers., 2013).

Attitude du public

La perception du carcajou dans la société varie entre l'antipathie pour les dommages qu'il cause aux pièges, aux animaux, aux chalets et aux réserves d'aliments, et le respect pour ses aptitudes (voir la section **Importance spéciale**). Les attitudes pourraient nuire au rétablissement de la population de carcajous au Québec et au Labrador, où des taux de mortalité même faibles auraient un impact significatif sur la population (Fortin *et al.*, 2005).

Activités récréatives

Le carcajou préfère les vastes régions exemptes de routes, mais son domaine vital chevauche souvent des lignes de piégeage actives, des pistes de ski de fond, des routes achalandées comme les chemins forestiers, des lignes sismiques (Krebs *et al.*, 2007) et les bordures de collectivités. Les loisirs d'hiver comme le ski héliporté, le ski de randonnée nordique et la motoneige (p. ex. montée à la verticale) ainsi que la présence de routes ont amoindri certaines valeurs de l'habitat (pertes fonctionnelles) pour le carcajou dans les monts Columbia de la Colombie-Britannique (Krebs *et al.*, 2007).

L'évitement de l'habitat découle d'activités humaines comme les loisirs dans l'arrière-pays, qui peuvent influencer certains comportements du carcajou comme la mise bas, l'élevage des petits, les déplacements et la recherche de nourriture. La perturbation des tanières maternelles du carcajou peut provoquer le déplacement de la tanière ou l'abandon de la portée (Myrberget, 1968; Pulliainen, 1968). Les données relatives à l'impact direct des loisirs d'hiver sur la mise bas du carcajou sont contradictoires (Copeland, 2009; Heinemeyer et Squires, 2012), mais il est prouvé que le ski héliporté et le ski de randonnée nordique amoindrissent des valeurs d'habitat fonctionnel pour le carcajou, en particulier pour la femelle adulte (Copeland *et al.*, 2007; Krebs *et al.*, 2007; May *et al.* 2012), dont le succès de reproduction pourrait être amoindri (Carroll *et al.* 2001; Rowland *et al.*, 2003; Copeland *et al.*, 2007; Krebs *et al.*, 2007; Copeland, 2009). Les détenteurs de savoir autochtone sont d'avis que l'usage de machines sur la neige a changé les pratiques et les habitudes de récolte, permettant aux gens de se rendre plus loin plus rapidement, ce qui a eu pour conséquence d'augmenter la récolte de carcajous (WMAC et Aklavik, HTC 2003; Cardinal, 2004; Banci *et al.*, 2005). Le carcajou fait un usage opportuniste des pistes de motoneige inactives pour se déplacer et atteindre des charognes d'animaux piégés ou tués par des chasseurs.

Conflits aux sites de mise en valeur des ressources

Les conflits entre le carcajou et l'humain dans les camps miniers ont récemment été signalés comme menace potentielle pour les populations de carcajous des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut, où les mines de diamants en particulier deviennent plus nombreuses dans l'écozone du Bas-Arctique. Le carcajou évite généralement les zones d'activité humaine, mais l'animal est curieux et il ira prospecter les campements, les caches de vivres, les dépotoirs, les chalets, les lignes de piégeage et les animaux tués par les chasseurs, habituellement quand l'humain n'est pas présent, pour chercher de la nourriture. Les carcajous s'approchent des camps miniers des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut pour s'abriter et trouver de la nourriture.

Le carcajou maintient habituellement une distance de séparation d'au moins 500 m à l'écart de l'activité humaine (AXYS, 1998), mais l'attrait des sources d'alimentation dans les camps et les autres sites d'activité humaine (voir la section **Physiologie et adaptabilité**) pourrait créer une accoutumance chez l'animal et une vulnérabilité accrue à la lutte contre les espèces sauvages problématiques, à la chasse et au piégeage ainsi qu'aux collisions avec des véhicules (NSMA, 1999; Golder Associates, 2003). Des mesures d'atténuation adaptatives sont employées aux mines de diamants pour réduire les occurrences de carcajous (Golder Associates, 2012a, b; Rescan, 2012). À la mine de diamants Ekati, de 2003 à 2011, un carcajou est mort à cause de mesures de contrôle des animaux nuisibles, et quatre autres ont été déplacés (Rescan, 2012), alors qu'un carcajou a été tué accidentellement par l'humain au lac Snap en 2011 (Golder Associates, 2012a). Deux incidents ont été rapportés où il a fallu décourager des carcajous de s'approcher du camp avant 2008, et huit cas en 2008 (Golder Associates, 2010). De 2000 à 2011, la mine Diavik a connu 47 incidents de dissuasion du carcajou, ainsi que deux déplacements et deux morts (DDMI, 2012). On a recensé 30 incidents de dissuasion du carcajou et deux cas de mortalité à la mine d'or Meadowbank dans la région de Kivalliq au Nunavut, en 2011 et 2012 (Lecomte, comm. pers., 2013). Le plan de gestion des déchets de ConocoPhillips (2006) reconnaît que certains produits à base d'hydrocarbures comme les lubrifiants peuvent attirer le carcajou. Les cas de mortalité et de déplacement de carcajous en conséquence des activités d'extraction de diamants peuvent sembler mineurs, mais en conjugaison avec le piégeage et la chasse, ils pourraient contribuer au déclin de populations locales (Boulanger et Mulders, 2013a).

La réaction du carcajou aux aéronefs en vol est variable, allant d'une absence de réaction à la fuite pour se cacher (AXYS, 1998). Habituellement, le carcajou est réticent à abandonner une charogne, même s'il est perturbé. Une absence de réaction était le comportement le plus courant (38 rencontres sur 40) lors de survols du Yukon (Jung, comm. pers., 2013).

Nombre de localités

Le terme « localité » désigne une zone écologiquement ou géographiquement distincte dans laquelle un seul événement menaçant peut toucher rapidement tous les carcajous présents. Les « localités » sont donc nombreuses au Canada.

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridique

Au Canada, toutes les compétences du nord et de l'ouest (Manitoba, Saskatchewan, Alberta, Colombie-Britannique, Yukon, Territoires du Nord-Ouest et Nunavut) permettent la récolte de carcajous. Aucune récolte autre qu'autochtone n'est autorisée au Québec, au Labrador ou en Ontario (depuis 2001-2002). La récolte autochtone est autorisée dans la partie nord de l'aire de répartition au Québec, en vertu de la Convention de la Baie-James et du Nord québécois (Fortin *et al.*, 2005). L'Ontario connaît toujours une récolte accessoire de carcajous (Ontario Wolverine Recovery Team, 2013). Aux États-Unis, l'Alaska et le Montana autorisent la récolte de carcajous, mais le Montana l'interdit temporairement depuis novembre 2012.

La gestion de la récolte implique des restrictions spatiales et temporelles, notamment des mesures de variation de la longueur des saisons, l'imposition de quotas, la limitation de la participation (p. ex. l'établissement de concessions de piégeage enregistrées et d'aires de piégeage collectives et communautaires) et la gestion des lignes de piégeage par les trappeurs (Slough *et al.*, 1987). La surveillance des récoltes s'effectue par divers moyens, apposition obligatoire de sceaux sur les peaux, déclaration des prises en fin d'année ou contrôle des exportations de peaux. L'utilisation locale des fourrures est répandue dans le nord, en particulier dans les collectivités inuvialuites et inuites des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut, où le suivi des récoltes s'effectue au moyen de programmes de collecte des carcasses (voir la section **Activités et méthodes d'échantillonnage**).

Le carcajou ne fait pas partie des animaux inscrits sur la liste de la Convention sur le commerce international des espèces de flore et de faune sauvages menacées d'extinction; par conséquent, le commerce international des carcajous n'est ni surveillé, ni limité.

Statuts et classements non juridiques

En 2009, l'UICN classait le carcajou dans la catégorie « préoccupation mineure » (IUCN, 2012), en raison de l'étendue de sa répartition et de l'importance des populations restantes. Bien que dans l'ensemble la persécution humaine et les changements d'utilisation du sol entraînent une baisse soutenue de l'effectif, cette baisse ne s'effectue pas à un rythme suffisant pour justifier l'inscription à l'heure actuelle. Les classements précédents de l'UICN étaient « quasi menacée » (2008) et « vulnérable » (1996).

Le tableau 3 présente les classements provinciaux et territoriaux du carcajou. La plupart des classements sont semblables à ceux du COSEPAC (COSEPAC, 2003) pour les populations de l'Est et de l'Ouest (respectivement espèce en voie de disparition et espèce préoccupante). Les classements provinciaux et territoriaux sont « en voie de disparition » (Endangered) ou « menacée » (Threatened) pour la population de l'Est, et « sensible » (Sensitive) ou « préoccupante » (Special Concern) pour la population de l'Ouest, sauf pour l'Ontario qui attribue au carcajou le classement « menacée ».

Tableau 3. Classements du carcajou au Canada et aux É.-U. Compilé en juillet 2013.

Compétence	COSEPAC / LEP	Situation générale[1]	Provincial/ territorial	NatureServe[2]
Mondial UICN : préoccupation mineure				G4
États-Unis				N4
WA				S1
CA				S1
CO				S1
ID				S2
WY				S2
OR				S2
MT				S3
AK				S4
Canada		3		N3N4
NL	En voie de disparition; Annexe 1	1	En voie de disparition (Endangered)	S1
QC	En voie de disparition; Annexe 1	1	Menacée	S1
ON	Préoccupante; non inscrite	1	Menacée (Threatened)	S2S3
MB	Préoccupante; non inscrite	3	Préoccupante (Special Concern)	S3S4
SK	Préoccupante; non inscrite	1	Aucun classement provincial	S3S4
AB	Préoccupante; non inscrite	2	Données insuffisantes	S3

Compétence	COSEPAC / LEP	Situation générale[1]	Provincial/ territorial	NatureServe[2]
BC (*luscus* ssp.)	Préoccupante; non inscrite	3	Liste bleue (Special Concern)	S3
BC (*vancouverensis* ssp.)	Préoccupante; non inscrite	Aucun classement	Liste rouge (Extirpated, Endangered ou Threatened)	G4T1QSH
YT	Préoccupante; non inscrite	3	Aucun classement territorial	S3
NT	Préoccupante; non inscrite	3	Aucun classement territorial	S3
NU	Préoccupante; non inscrite	4	Sensible (Sensitive)	SNR

1. Classifications de la situation générale : 0.1 Disparue, 1 En péril, 2 Possiblement en péril, 3 Sensible, 4 En sécurité. (CCCEP, 2011).
2. Classements de NatureServe : G = mondiale; N = nationale; S = infranationale; T = taxon infraspécifique; H = présumée disparue du pays; 1 = gravement en péril; 2 = en péril; 3 = vulnérable; 4 = apparemment non en péril; 5 = non en péril; NR = non classée; Q = taxinomie douteuse (NatureServe, 2013).

Les classifications de la situation générale (Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril [CCCEP], 2011) (tableau 3) sont « en sécurité » (Nunavut), « sensible » (Canada, Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Manitoba), « possiblement en péril » (Alberta) et « en péril » (Saskatchewan, Ontario, Québec, Terre-Neuve-et-Labrador).

Aux États-Unis, les États ont classé comme suit le carcajou : Washington (Protected Wildlife [faune protégée]; espèce candidate), Idaho (Protected Nongame Species [espèce protégée autre que gibier]), Wyoming (Vulnerable [vulnérable]) et Montana (espèce candidate). L'Alaska n'a pas attribué de classement. Les classements de NatureServe sont indiqués au tableau 3.

Le Fish and Wildlife Service des États-Unis (2013) a proposé d'inscrire le carcajou des États contigus comme espèce menacée (Threatened) en vertu de l'*Endangered Species Act*. L'effet du réchauffement climatique sur le manteau neigeux est mentionné comme principale menace, alors que les loisirs dans l'arrière-pays, la récolte du bois et l'aménagement d'infrastructures ne sont pas considérés comme des menaces importantes, et pourront donc se poursuivre.

Protection et propriété de l'habitat

Presque toute l'aire de répartition du carcajou se trouve sur des terres fédérales administrées par Affaires autochtones et Développement du Nord Canada. Les programmes modernes de revendications foncières et d'autonomie gouvernementale ont abouti au transfert de la propriété des terres octroyées par une entente à des administrations et des gouvernements autochtones au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest, au Nunavut et en Colombie-Britannique. Les activités d'utilisation des terres autochtones et non autochtones qui ne sont pas désignées comme des terres octroyées par une entente sont administrées par le gestionnaire foncier responsable, en consultation avec les Premières nations, les Inuvialuits et les Inuits.

Six collectivités de la région désignée des Inuvialuits (Aklavik, Ulukhaktok, Inuvik, Paulatuk, Sachs Harbour, Tuktoyaktuk) ont adopté des plans communautaires de conservation, mis à jour en 2008 (Joint Secretariat). Les mesures recommandées de conservation du carcajou consistent notamment à désigner les milieux importants et à les protéger contre des utilisations perturbatrices, à éviter de perturber les tanières, à décourager la chasse estivale et à interdire l'empoisonnement. Certains plans de conservation délimitent des aires de récolte hivernale du carcajou.

À certains endroits au pays, des établissements du ministère de la Défense nationale sont fréquentés par des carcajous, notamment des emplacements radars du Système d'alerte du Nord dans l'Arctique (Shingle Point, au Yukon; Horton River, dans les Territoires du Nord-Ouest; Hall Beach, au Nunavut) et des propriétés le long de la rivière Chilcotin (à l'ouest du lac Williams, en Colombie-Britannique) et du ruisseau Pierce (au sud de Chilliwack, en Colombie-Britannique) (Nernberg, comm. pers., 2012). Le carcajou pourrait aussi être présent à la BFC Cold Lake, en Alberta.

Kelsall (1981) et Dauphiné (1989) percevaient les parcs comme des refuges à l'abri du piégeage et de la mise en valeur des ressources, mais une certaine prudence semble s'imposer à l'égard de certaines parties de l'aire de répartition du carcajou. En effet, le piégeage est autorisé dans la plupart des parcs nationaux et provinciaux nordiques de la partie ouest de l'aire de répartition de l'espèce. De plus, le carcajou a de grands besoins en matière d'espace (voir la section **Habitat**) et les sous-populations à l'intérieur des parcs ne sont pas isolées des activités de piégeage en périphérie. Les carcajous qui résident partiellement dans des refuges sont susceptibles de mortalité par piégeage. Des activités récréatives comme le ski et la motoneige pratiquées pendant la période de mise bas en fin d'hiver peuvent perturber les femelles et leurs portées, entraînant une éviction ou un abandon du territoire (Heinemeyer et Squires, 2012). La taille nécessaire pour un refuge efficace à l'abri de l'aménagement reste à déterminer, mais des refuges de plus de 20 000 km^2 pourraient être nécessaires à un habitat isolé capable de maintenir une population viable (Magoun *et al.*, 2005b).

Le piégeage est autorisé dans bon nombre des parcs provinciaux de la Colombie-Britannique, ainsi que pour les bénéficiaires d'ententes avec les Premières nations, les Inuvialuits et les Inuits dans les parcs nationaux du Yukon, des Territoires du Nord-Ouest et du Nunavut, ainsi que dans les parcs nationaux Wood Buffalo (Territoires du Nord-Ouest et Alberta) et Wapusk (Manitoba). La plupart des activités d'extraction de ressources ou autres contribuant à la perte et à la fragmentation de l'habitat ne sont pas autorisées dans les aires protégées. Par contre, des activités récréatives comme le ski et la motoneige pouvant perturber la mise bas du carcajou ne sont habituellement pas restreintes, et des corridors de transport traversent les parcs et y pénètrent.

En Ontario, la *Loi de 2007 sur les espèces en voie de disparition* protège l'habitat du carcajou contre les dommages et la destruction, et les opérations de gestion forestière sont adaptées pour maintenir une zone tampon autour des tanières connues de carcajou (OMNR, 2010).

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Les personnes dont le nom figure sous la rubrique « Experts contactés » ont fourni une grande partie de l'information utilisée pour la production du présent rapport; le rédacteur leur en est reconnaissant, de même qu'à Donna Bigelow, Jeff Bowman, Marsha Branigan, Tony Clevenger, Robert Craig, Jason Fisher, Clément Fortin, Howard Golden, Bob Inman, Lois Koback, Chris Kyle, Benoit Landry, Mireille Pilotte, Kim Poole, Justina Ray, Francois Rossouw, Isabelle Schmelzer, Sarah Spencer, Isabelle Thibault et Joanna Zigouris, qui ont procuré au rédacteur des données, des rapports et autres documents inédits utilisés dans la présente évaluation de situation.

Le rédacteur du rapport tient à remercier Graham Forbes, coprésident du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC, d'avoir facilité son travail de maintes façons. Il en va de même pour le Sous-comité de spécialistes des connaissances traditionnelles autochtones, qui a réuni et intégré les connaissances traditionnelles autochtones en vue du présent rapport.

Les rapports de situation antérieurs du COSEPAC sur le carcajou ont été préparés par John P. Kelsall (1982), T. Charles Dauphiné (1989) et Brian G. Slough (COSEPAC 2003).,

Le dessin à la plume du carcajou est l'oeuvre de l'artiste et illustrateur yukonnais Lee Mennell. Jenny Wu, agente de projet scientifique du Secrétariat du COSEPAC, a coordonné la cartographie et les calculs de superficie.

Experts contactés

Anderson, Robert. Juin 2012. Division de la recherche, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).

Awan, Malik. Octobre 2013. Biologiste de la faune – carnivores, ministère de l'Environnement, Igloolik (Nunavut).

Berezanski, Dean. Juin 2012. Furbearer and Problem Wildlife Management Unit, Direction de la protection de la faune et des écosystèmes, Conservation et Gestion des ressources hydriques Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

Bigelow, Donna. Juin 2012. Species at Risk Biologist, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Bilyk, Lonnie. Juin 2012. Resource Data Biologist, Alberta Fisheries and Wildlife Management Information System (FWMIS), Fish and Wildlife Division, Alberta Sustainable Resource Development, Edmonton (Alberta).

Blaney, Sean. Juin 2012. Botaniste et directeur adjoint, Centre de données sur la conservation du Canada Atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick).

Bradley, Alex. Juin 2012. Resource Biologist, Wildlife Management Advisory Council – Territoires du Nord-Ouest, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest).

Branchaud, Alain. Juin 2012. Président de l'équipe de rétablissement du carcajou (population de l'Est), Biologiste du rétablissement des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Montréal (Québec).

Branigan, Marsha. Décembre 2012. Gestionnaire, Wildlife Management, Environment and Natural Resources, région d'Inuvik, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest).

Brown, Rosa. Janvier 2013. Secrétariat, Wildlife Management Advisory Council (North Slope), Whitehorse (Yukon).

Brownell, Vivian. Juin 2012. Biologiste principal des espèces en péril, Espèces en péril, ministère des Richesses naturelles, Peterborough (Ontario).

Carrière, Suzanne. Octobre 2012. Biologiste – biodiversité, Wildlife Division, Environment and Natural Resources, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Clark, Karin. Juin 2012. Wildlife Management Biologist, Wek'èezhii Renewable Resources Board, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Clevenger, Tony. Avril 2014. Senior Wildlife Research Scientist, Western Transportation Institute, University of Montana, Bozeman (Montana).

Corrigan, Rob. Octobre 2012. Big Game Allocation Biologist, Game and Priorities Species, Sustainable Resource Development, Edmonton (Alberta).

Court, Gordon. Septembre 2012. Provincial Wildlife Status Biologist, Fish and Wildlife Division, Sustainable Resource Development, Edmonton (Alberta).

Craig, Robert. Juin 2012. Analyste des données, Centre d'information sur le patrimoine naturel, ministère des Richesses naturelles, Peterborough (Ontario).

Crowley, Shannon. Juin 2012. Senior Biologist, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, Happy Valley-Goose Bay (Terre-Neuve-et-Labrador).

Crystal, Danica. Avril 2014. Wildlife Management Biologist, Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut, Iqaliut (Nunavut).

Dawson, Neil. Septembre 2012. Wildlife Assessment Program Leader, Ministry of Natural Resources, Northwest Science and Information, Rosslyn (Ontario).

Dumond, Mathieu. Octobre 2012. Manager of Wildlife Research and Kitikmeot Regional Biologist Kitikmeot, Department of Environment, Kugluktuk (Nunavut).

Duncan, Dave. Juin 2012. Gestionnaire, Section de la conservation des populations, Service canadien de la faune, Direction générale de l'intendance environnementale, Région des Prairies et du Nord, Environnement Canada, Edmonton (Alberta).

Duncan, James. Octobre 2012. Directeur, Direction de la faune, Conservation et Gestion des ressources hydriques Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

Durocher, Adam. Juin 2012. Gestionnaire des données, Centre de données sur la conservation du Canada atlantique (Terre-Neuve-et-Labrador).

Eaton, Samara. Novembre 2012. Biologiste de la faune, Rétablissement des espèces en péril, Direction générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada, Région de l'Atlantique, Sackville (Nouveau-Brunswick).

Falardeau, Gilles. Juin 2012. Agent de liaison entre le COSEPAC et les biologistes des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Ste-Foy (Québec).

Fisher, Jason. Juin 2012. Research Scientist – Wildlife Ecology, Alberta Innovates – Technology Futures, Vegreville (Alberta); Adjunct Assistant Professor, School of Environmental Studies, University of Victoria, Victoria (Colombie-Britannique).

Firlotte, Nicole. Octobre 2012. Conservation Manitoba, Direction de la protection de la faune et des écosystèmes, Agent de coordination intérimaire, Centre de données sur la conservation, Conservation et Gestion des ressources hydriques Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

Forbes, Graham. Juillet 2012, janvier 2013. Coprésident, Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres et Faculté de la gestion forestière et environnementale de l'Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton (Nouveau-Brunswick).

Fortin, Clément. Juin 2012. Président, Carcajou Québec, Tewkesbury (Québec).

Fournier, François. Juin 2012. Gestionnaire, Recherche sur la faune, Direction générale de la science et de la technologie, Environnement Canada, Québec (Québec).

Fraser, Dave. Juin 2012. Scientific Authority Assessment, A/Manager, Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Ecosystem Branch, Conservation Planning Section, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Gallais, Sophie. Octobre 2012. Chargée de projet, Aires protégées, Nature Québec, Québec (Québec).

Gauthier, Isabelle. Juin 2012. Biologiste en conservation, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec (Québec).

Giasson, Pascal. Juin 2012. Gestionnaire, Espèces en péril et Zones naturelles protégées, ministère des Ressources naturelles du Nouveau-Brunswick, Fredericton (Nouveau-Brunswick).

Gignac, Hilary. Juillet 2012, Stewardship Coordinator, Thunder Bay District Stewardship Council, Thunder Bay (Ontario).

Goudie, James. Juin 2012. Wildlife Manager, gouvernement du Nunatsiavut, Postville, Nunatsiavut (Terre-Neuve-et-Labrador).

Gougeon, Nicole. Juin 2012. Secrétaire-trésorière, Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage, Montréal (Québec).

Han, Siu-ling. Juin 2012. Head, SCF – Unité de l'Arctique de l'Est, Iqaluit (Nunavut).

Herdman, Emily. Septembre 2012. Senior Wildlife Biologist, Endangered Species and Biodiversity, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador).

Hurlburt, Donna. Juillet 2012. Coprésidente, Sous-comité des CTA du COSEPAC, Annapolis Royal (Nouvelle-Écosse).

Jessup, Harvey. Mai 2013. Président, Commission de gestion de la faune aquatique et terrestre du Yukon, Whitehorse (Yukon).

Jones, Neil. Juillet 2012. Agent de projet scientifique et coordonnateur des CTA, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Jung, Thomas. Juin 2012. Senior Wildlife Biologist, Biodiversity, Fish and Wildlife Branch, ministère de l'Environnement du Yukon, Whitehorse (Yukon).

Keith, Jeff. Octobre 2012. Biodiversity Biologist, Ministries of Environment, Management and Resource Compliance, Fish and Wildlife Branch, Science and Assessment Unit, Regina (Saskatchewan).

Khidas, Kamal. Octobre 2012. Conservateur, Zoologie des vertébrés, Recherche et Collections, Musée canadien de la nature, Ottawa (Ontario).

Koback, Lois. Juin 2012. FWDF/Fur and Problem Wildlife Support, Ministry of Environment de la Saskatchewan, Fish and Wildlife Branch, Saskatoon (Saskatchewan).

Kyle, Chris. Mars 2014. Conservation geneticist, Département de biologie, Université Trent, Peterborough (Ontario).

Landry, Benoit. Juin 2012. Technicien en cartographie, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec (Québec).

Lecomte, Nicolas. Juin 2012. Ecosystem Biologist, ministère de l'Environnement, Igloolik (Nunavut).

Levesque, Annie. Juin 2012. Biologiste en conservation, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats Québec (Québec).

Lofroth, Eric. Octobre 2012. Gestionnaire, Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

MacDonald, Bruce. Juin 2012. Chef, Section de la conservation du Nord, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

McDonald, Lauren. Juin 2012. A/Regional Species at Risk Biologist, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Regional Planning Unit, Northeast Region, Kirkland Lake (Ontario).

Milliken, Rhonda. Juin 2012. chef par intérim, Évaluation des populations, Centre de recherche sur la faune du Pacifique, Service canadien de la faune, Région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada, Delta (Colombie-Britannique).

Mitchell Foley, Jennifer. Juin 2012. Research Program Manager – Wildlife and Plants, Torngat Wildlife, Plants and Fisheries Secretariat, Torngat Wildlife and Plants Co-Management Board, Happy Valley-Goose Bay (Terre-Neuve-et-Labrador).

Mulders, Robert. Août 2012. Wildlife Biologist, Carnivores/Furbearers, Wildlife Division, Environment and Natural Resources, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Nantel, Patrick. Juin 2012. Conseiller scientifique, Parcs Canada, Gatineau (Québec).

Nernberg, Dean. Août 2012. Species at Risk Officer, Director General of Environment, Directorate of Environmental Stewardship, Défense nationale, Ottawa (Ontario).

Nyce, Harry. Juin 2012. Director of Fisheries and Wildlife, Nisga'a Wildlife Committee, Nisga'a Lisims Government, New Aiyansh (Colombie-Britannique).

O'Connor, Mark. Octobre 2012. Directeur de la gestion de la faune, Conseil de gestion des ressources fauniques de la région marine du Nunavik, Inukjuak (Québec).

Oldham, Michael. Juin 2012. Centre d'information sur le patrimoine naturel de l'Ontario, ministère des Richesses naturelles, Peterborough (Ontario).

Otto, Robert. Octobre 2012. Labrador Wolverine Working Group Chair, Director, Institute for Biodiversity, Ecosystem Science, and Sustainability, Department of Environment and Conservation, gouvernement de Terre-Neuve-et-Labrador, St. John's (Terre-Neuve-et-Labrador).

Paquet, Annie. Juillet 2012. Technicienne de la Faune, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec.

Pendergast, Sean. Octobre 2012. Senior Wildlife Biologist, Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, West Coast Region, Nanaimo (Colombie-Britannique).

Moores, Shelley. Juin 2012. Senior Manager, Endangered Species and Biodiversity, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador).

Phillips, Frank. Juin 2012. Department of Natural Resources, Happy Valley-Goose Bay (Terre-Neuve-et-Labrador).

Pilotte, Mireille. Juin 2012. Environmental and Social Affairs, New Millennium Iron Corp. et Paul F. Wilkinson and Associates Inc., Montréal (Québec).

Pittoello, Gigi. Octobre 2012. Habitat Ecologist, Fish and Wildlife Branch, Ministry of Environment de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan).

Poole, Kim. Septembre 2012. Independent Environmental Monitoring Agency (BHP Biliton, Ekati Diamond Mine), Wildlife Research Biologist, Aurora Wildlife Research, Nelson (Colombie-Britannique).

Ray, Justina. Juin 2012. Executive Director/Senior Scientist, Wildlife Conservation Society Canada, Toronto (Ontario).

Rossouw, Francois. Septembre 2012. Traditional Economy and Fur Management, Industry, Tourism, and Investment, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Santiapillai, Crista. Décembre 2012. Service d'information statistique, Statistique Canada, gouvernement du Canada, Ottawa (Ontario).

Sawa, Ben. Juin 2012. Centre de données sur la conservation de la Saskatchewan, Fish and Wildlife Branch, Ministry of Environment de la Saskatchewan, Regina (Saskatchewan).

Schmelzer, Isabelle. Septembre 2012. Senior Wildlife Biologist, Terrestrial, Research, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador).

Schnobb, Sonia. Juin 2012. Adjointe administrative, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Gatineau (Québec).

Siemens Worsely, Allison. Octobre 2012. Zoologiste, Centre de données sur la conservation de la Saskatchewan, Fish and Wildlife Branch, Regina (Saskatchewan).

Simmons, Deborah. Juin 2012. Executive Director, Sahtú Renewable Resources Board, Tulít'a (Territoires du Nord-Ouest).

Slezak, Barbara. Juin 2012. Biologiste des espèces en péril, Service canadien de la faune, Direction générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada, Toronto (Ontario).

Smith, Jennifer. Octobre 2012. Wildlife Management Advisory Council – North Slope, Whitehorse (Yukon).

Spencer, Sarah. Juin 2012. Terrestrial Wildlife Management Biologist, Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut, Iqaluit (Nunavut).

Staples, Lindsay. Juillet 2013. Présidente, Wildlife Management Advisory Council – North Slope, Whitehorse (Yukon).

Stipec Katrina. Juin 2012. Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Thibault, Isabelle. Juin 2013. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec (Québec).

Thomas, Peter. Décembre 2012. Biologiste des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Mount Pearl (Terre-Neuve-et-Labrador).

Thompson, Amy. Juin 2012. Executive Director, Gwich'in Renewable Resources Board, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest).

Trumbley, Dean. Représentant du Sous-comité des CTA du COSEPAC au Sous-comité des mammifères terrestres, Salmon Arm (Colombie-Britannique).

Tuininga, Ken. Juin 2012. Biologiste principal des espèces en péril, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Région de l'Ontario, Toronto (Ontario).

Wilson, Joanna. Species at Risk Secretariat des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Van Tighem, Graham. Juin 2012. Directeur exécutif, Conseil de gestion des ressources aquatiques et fauniques du Yukon, Whitehorse (Yukon).

Watkins, Bill. Juin 2012. Biodiversity Conservation Zoologist, Direction de la faune, Conservation et Gestion des ressources hydriques Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

Webb, Nathan. Octobre 2012. Carnivore Specialist, Wildlife Management Branch, Environment and Sustainable Resource Development, Edmonton (Alberta).

Weir, Richard. Juin 2012. Carnivore Conservation Specialist, Ecosystems Protection and Sustainability Branch, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Wu, Jenny. Juin 2012. Chargée de projets scientifiques, Secrétariat du COSEPAC, Service canadien de la faune, Environnement Canada (Québec).

SOURCES D'INFORMATION

Addison, E.M., et B. Boles. 1978. Helminth parasites of wolverine, *Gulo gulo*, from the District of Mackenzie, Northwest Territories, *Canadian Journal of Zoology* 56:2241-2242.

Alexander, S.M., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, septembre 2013, Associate Professor, Department of Geography, University of Calgary, Calgary (Alberta).

Alexander, S.M., N.M. Waters et P.C. Paquet. 2005. Traffic volume and highway permeability for a mammalian community in the Canadian Rocky Mountains, *The Canadian Geographer* 49:321–331.

Arctic Borderlands Ecological Knowledge Coop (ABEKC). 2004. Community reports, 2003-2004, Arctic Borderlands Ecological Society, Whitehorse (Yukon), 70 p.

Arctic Borderlands Ecological Knowledge Coop (ABEKC). 2007. Community reports, 2005-2006, Arctic Borderlands Ecological Society, Whitehorse (Yukon), 40 p.

Arctic Borderlands Ecological Knowledge Coop (ABEKC). 2008. Community reports, 2006-2007, Arctic Borderlands Ecological Society, Whitehorse (Yukon), 58 p.

Aubry, K.B., et D.B. Houston. 1992. Distribution and status of the fisher (*Martes pennanti*) in Washington, *Northwestern Naturalist* 73:69–79.

Aubry, K.B., J. Rohrer, C.M. Raley, R.D. Weir et S. Fitkin. 2012. Wolverine distribution and ecology in the North Cascades ecosystem: 2012 annual report, U.S. Forest Service, Olympia (Washington), 44 p.

Aubry, K.B., K.S. McKelvey et J.P. Copeland. 2007. Distribution and broadscale habitat relations of the wolverine in the contiguous United States, *Journal of Wildlife Management* 71:2147-2158.

Austin, M. 1998. Wolverine Winter Travel Routes and Response to Transportation Corridors in Kicking Horse Pass between Yoho and Banff National Parks, thèse de maîtrise, University of Calgary, Calgary (Alberta), 40 p. + iv.

Autsʏ I K'e Dene First Nation. 2002. Traditional knowledge in the Kache Tué study region, Phase three – towards a comprehensive environmental monitoring program in the Kakinʏ ne region, Final Report, West Kitikmeot Slave Study Society, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 89 p.

Awan, M., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, août 2012, Wildlife Biologist – Carnivores, ministère de l'Environnement du Nunavut, Igloolik (Nunavut).

Awan, M., G. Szor, N. Lecomte, V.L. Hérault et D. Berteaux. 2012. Wolverine harvest in Nunavut, Poster, gouvernement du Nunavut, ministère de l'Environnement.

AXYS Environmental Consulting Ltd. (AXYS). 1998. Diavik Diamonds project: Environmental effects report, wildlife, Prepared for Diavik Diamonds Mines Inc. by AXYS Environmental Consulting Ltd. and Penner and Associates Ltd.

Banci, V. 1982. The Wolverine in British Columbia: distribution, methods of determining age and status of *Gulo gulo vancouverensis*, B.C. Ministries of Environment and Forests, rapport n° IWIFR-15, Victoria (Colombie-Britannique), 90 p.

Banci, V. 1987. Ecology and Behaviour of Wolverine in Yukon, mémoire de maîtrise ès sciences, Simon Fraser University, Burnaby (Colombie-Britannique), 178 p.

Banci, V. 1994. Wolverine, p. 99-127, *in* L.F. Ruggiero, K.B. Aubry, S.W. Buskirk, L.J. Lyon et W.J. Zielinski (éd.), The Scientific Basis for Conserving Forest Carnivores: American Marten, Fisher, Lynx and Wolverine in the Western United States, Department of Agriculture des États-Unis, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Ft. Collins (Colorado), rapport technique général RM-254.

Banci, V., C. Hanks, R. Spicker et Kitikmeot Inuit Association. 2005. Inuit traditional knowledge of kalvik (wolverine) in Nunavut, Canada, présentation au 1st International Symposium on Wolverine Research and Management, Swedish University of Agricultural Sciences, 13 au 15 juin 2005, Jokkmokk (SUÈDE).

Banci, V., et A. Harestad. 1988. Reproduction and natality of wolverine (*Gulo gulo*) in Yukon, *Annals Zoologic Fennici* 25:265-270.

Banci, V., et A. Harestad. 1990. Home range and habitat use of Wolverines *Gulo gulo* in Yukon Canada, *Holarctic Ecology* 13:195-200.

Banci, V., et G. Proulx. 1999. Resiliency of furbearers to trapping in Canada, p. 175-204, *in* G. Proulx (éd.), Mammal Trapping, Alpha Wildlife Research and Management Ltd., Sherwood Park (Alberta).

Becker, E.F. 1991. A terrestrial furbearer estimator based on probability sampling, *Journal of Wildlife Management* 55:730-737.

Becker, E.F., et C. Gardner. 1992. Wolf and wolverine density estimation techniques, Alaska Department of Fish and Game and Federal Aid in Wildlife Restoration, Research Progress Report, Grant W-23-5, Juneau (Alaska), 31 p.

Becker, E.F., et H.N. Golden. 2008. Results of recent wolverine survey of GMU 14C, Department of Fish and Game de l'Alaska, Anchorage (Alaska), 10 p.

Beckman, K., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à A. Magoun, Wildlife Veterinarian, Department of Fish and Game de l'Alaska, Fairbanks (Alaska).

Benson, K. 2011. Gwich'in traditional knowledge: Woodland caribou boreal population, Gwich'in Social and Cultural Institute, Tsiigehtchic (Territoires du Nord-Ouest), 52 p.

Berezanski, D. 2004. Status summary: Wolverine, *Gulo gulo*, Prepared for the Manitoba Endangered Species Advisory Committee, Manitoba Conservation, Fur Management Unit, Manitoba Wildlife and Ecosystem Protection Branch, Winnipeg (Manitoba), 13 p.

Berezanski, D., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, juin 2012, Furbearer and Problem Wildlife Management Unit, Wildlife and Ecosystem Protection Branch, Conservation et Gestion des ressources hydriques Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

Boulanger, J., A. Gunn, J. Adamczewski et B. Croft. 2011. A data-driven demographic model to explore the decline of the Bathurst caribou herd, *The Journal of Wildlife Management* 75:883-896.

Boulanger, J., et R. Mulders. 2008. Analysis of 2005 and 2006 Wolverine DNA mark-recapture sampling at Daring Lake, Ekati, Diavik, and Kennady Lake, Northwest Territories, Integrated Ecological Research, Nelson (Colombie-Britannique), 30 p.

Boulanger, J., et R. Mulders. 2013a. Analysis of wolverine DNA mark-recapture sampling at Daring Lake, Diavik, and Ekati, Northwest Territories from 2005 to 2011 [ébauche datée du 7 février 2013], Integrated Ecological Research, Nelson (Colombie-Britannique), et Environment and Natural Resources, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 28 p.

Boulanger, J., et R. Mulders. 2013b. Analysis of wolverine DNA mark-recapture sampling at Daring Lake from 2004 to 2011 [ébauche datée du 17 mai 2013], Integrated Ecological Research, Nelson (Colombie-Britannique), et Environment and Natural Resources, gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 34 p.

Bowman, J., J.C. Ray, A.J. Magoun et D.S. Johnson. 2010. Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest, *Canadian Journal of Zoology* 88:454-467.

Bowman, Jeff., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, juillet 2013, Research Scientist, Wildlife Research and Development Section, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario).

Branigan, M., et J. Pongracz, données inédites. 2012. Wolverine carcass analysis report, Inuvik region, Wildlife Management, Environment and Natural Resources, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest).

British Columbia Government. 2013. Species at Risk [page Web], disponible à l'adresse : http://www.speciesatrisk.bc.ca/node/7754 (en anglais seulement).

Brodie, J.F., et E. Post. 2010a. Non-linear responses of Wolverine populations to declining winter snowpack, *Population Ecology* 52:279-287.

Brodie, J.F., et E. Post. 2010b. Wolverines and declining snowpack: response to comments, *Population Ecology* 53:267-269.

Bulmer, M. 1975. Phase relations in the 10-year cycle, *Journal of Animal Ecology* 44:609-621.

Campbell, C. 2012. Caribou habitat protection: It's urgent to reduce industry's bootprint, *Wild Lands Advocate* 20(2):6-9.

Cardinal, N. 2004. Aboriginal traditional knowledge COSEWIC status report on wolverine *Gulo gulo* Qavvik, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario), ix + 40 p.

Carriere, N. 2010. Distribution Patterns and General Biology of Woodland Caribou based on Collection of Local and Traditional Knowledge in North-central Saskatchewan, thèse de maîtrise, University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan), 133 p.

Carrière, S., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, août 2013, Ecosystem Management Biologist, Biodiversity, Environment and Natural Resources, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Carroll, C., R.F. Noss et P.C. Paquet. 2001. Carnivores as focal species for conservation planning in the Rocky Mountain region, *Ecological Applications* 11:961-980.

Cegelski C.C., L.P. Waits et J. Anderson. 2003. Assessing population structure and gene flow in Montana wolverines (*Gulo gulo*) using assignment-based approaches, *Molecular Ecology* 12:2907-2918.

Cegelski C.C., L.P. Waits, N.J. Anderson, O. Flagstad, C. Strobeck et C.J. Kyle. 2006. Genetic diversity and population structure of wolverine (*Gulo gulo*) populations at the southern edge of their current distribution in North America with implications for genetic viability, *Conservation Genetics* 7:197-211.

Chappell D.E., R.A. Van Den Bussche, J. Krizan et B. Patterson. 2004. Contrasting levels of genetic differentiation among populations of wolverines (*Gulo gulo*) for northern Canada revealed by nuclear and mitochondrial loci, *Conservation Genetics* 5:759-767.

Clément, D. 2009. Direct-shipping ore project, Appendix D, Innu use of the territory and knowledge of its resources, Final Report, New Millenium Capital Corp., Calgary (Alberta), 175 p.

Clevenger, A.P., B. Dorsey et N. Heim. 2011a. Non-invasive genetic survey of wolverines and their response to the Banff-Yoho transportation corridor, Annual report: Year 1, 2010-11, Western Transportation Institute – Montana State University, Parcs Canada, Miistakis Institute for the Rockies, 20 p.

Clevenger, A.P., D. Duke, R. Haddock et R. Ament. 2011b. Trans-Canada Highway Wildlife Monitoring and Research, Annual Report, Year 2 – 2010-2011, préparé pour Parcs Canada, Radium Hot Springs (Colombie-Britannique), 30 p.

Clevenger, T. 2013. Mitigating highways for a ghost: Data collection challenges and implications for managing wolverines and transportation corridors, *Northwest Science Notes* 87:297-304.

Clevenger, T. comm. pers. 2014. Correspondance par courriel adressée à Dwayne Lepitzki, avril 2014, Senior Wildlife Research Scientist, Western Transportation Institute, University of Montana, Bozeman (Montana).

Cluff, D., et P. Paquet. 2003. Large carnivores as umbrellas for reserve design and selection in the north, *in* Designing Protected Areas: Wild Places for Wild Life, Proceedings Summary of the 2003 Canadian Council on Ecological Areas (CCEA) and Circumpolar Protected Areas Network (CPAN) Workshop, 9-10 septembre 2003, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Community of Inuvik, Wildlife Management Advisory Council (NWT) et Joint Secretariat. 2008. Inuvik Inuvialuit community conservation plan, Joint Secretariat, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), 149 p.

Community of Paulatuk, Wildlife Management Advisory Council (NWT) et Joint Secretariat. 2008. Paulatuk community conservation plan, Joint Secretariat, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), 142 p.

Community of Sachs Harbour, Wildlife Management Advisory Council (NWT) et Joint Secretariat. 2008. Sachs Harbour community conservation plan, Joint Secretariat, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), 109 p.

Community of Tuktoyaktuk, Wildlife Management Advisory Council (NWT) et Joint Secretariat. 2008. Tuktoyaktuk community conservation plan, Joint Secretariat, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), 169 p.

ConocoPhillips Canada. 2006. Grizzly bear and wolverine protection plan for the Parsons Lake Field development: discussion draft, 19 p. + annexes.

Conseil canadien pour la conservation des espèces en péril (CCCEP). 2011. Espèces sauvages 2010 : la situation générale des espèces au Canada, Groupe de travail national sur la situation générale, 323 p.

Copeland, J. 1996. Biology of the Wolverine in Central Idaho, mémoire de maîtrise ès sciences, University of Idaho, Boise (Idaho), 138 p.

Copeland, J. 2009. Investigating the relationship between winter recreation and wolverine spatial use in Central Idaho, Rocky Mountain Research Station, Missoula (Montana), rapport d'étape, 9 p.

Copeland, J.P., J.M. Peek, C.R. Groves, W.E. Melquist, K.S. McKelvey, G.W. McDaniel, C.D. Long et C.E. Harris. 2007. Seasonal habitat associations of the wolverine in central Idaho, *Journal of Wildlife Management* 71:2201-2212.

Copeland, J.P., K.S. McKelvey, K.B. Aubry, A. Landa, J. Persson, R.M. Inman, J. Krebs, E. Lofroth, H. Golden, J.R. Squires, A. Magoun, M.K. Schwartz, J. Wilmot, C.L. Copeland, R.E. Yates, I. Kojola et R. May. 2010. The bioclimatic envelope of the wolverine (*Gulo gulo*): do climatic constraints limit its geographic distribution? *Canadian Journal of Zoology* 88:233-246.

COSEPAC. 2003. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le carcajou (*Gulo gulo)* au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 51 p.

COSEPAC. 2008. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur l'ours blanc (*Ursus maritimus*) au Canada – Mise à jour, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vi + 84 p.

COSEWIC. 2012a. COSEWIC Assessment and Update Status Report on Grizzly Bear (*Ursus arctos*) in Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario), 85 p.

COSEWIC. 2012b. Aboriginal traditional knowledge assessment report on Wolverine *Gulo gulo* in Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario), 50 p.

Cowan, I.M., et C. Guiguet. 1960. The Mammals of British Columbia, British Columbia Provincial Museum, Victoria (Colombie-Britannique), 413 p.

Crystal, D., comm. pers. 2014. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, février 2014, Wildlife Management Biologist, Nunavut Wildlife Management Board, Iqaliut (Nunavut).

Dagenais, J. 1988. Rapport sur la situation du carcajou (*Gulo gulo*) au Québec et dans les Maritimes, rapport interne, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec, 33 p.

Dalerum, F., K. Kunkel, A. Angerbjörn et B.S. Shults. 2009. Diet of wolverines (*Gulo gulo*) in the western Brooks Range, Alaska, *Polar Research* 28:246-253.

Dauphiné, C. 1989. Update COSEWIC status report on the Wolverine *Gulo gulo* in Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa (Ontario), 31 p.

Dawson, F.N., A.J. Magoun, J. Bowman et J.C. Ray, données inédites. 2013. Ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, RR#1, Thunder Bay (Ontario), Wildlife Research and Management (WRAM), Fairbanks (Alaska) et Wildlife Conservation Society Canada, Toronto (Ontario).

Dawson, F.N., A.J. Magoun, J. Bowman et J.C. Ray. 2010. Wolverine, *Gulo gulo*, home range size and denning habitat in lowland boreal forest in Ontario, *Canadian Field-Naturalist* 124:139-144.

Dawson, N. 2000. Report on the status of Wolverine (*Gulo gulo*) in Ontario, Committee on the Status of Species at Risk in Ontario, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Thunder Bay (Ontario), 38 p. + iii.

Dawson, N., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, mai 2012, Wildlife Assessment Program Leader, ministère des Richesses naturelles, Northwest Science and Information, Rosslyn (Ontario).

DeVink, J.-M., D. Berezanski et I. Devinet. 2010. Comments on Brodie and Post: Harvest effort: the missing covariate in analyses of furbearer harvest data, *Population Ecology* 53:261-262.

Diavik Diamond Mines Inc. (DDMI). 2012. Wildlife monitoring program report – 2011, Diavik Diamond Mine, Health, Safety, Environment and Training Department, 116 p.

Dubey, J.P., V. Mason, L.T. Reichard, J.M. Garvon, N. Sundar et M.E. Grigg. 2010. Two new species of Sarcocystis (Apicomplexa: Sarcocystidae) infecting the wolverine (*Gulo gulo*) from Nunavut, Canada, *Journal of Parasitology* 96:972-976.

Dumond, M. 2007. Western Kitikmeot caribou workshop, gouvernement du Nunavut, ministère de l'Environnement, Final Wildlife Report: 19, Iqaluit (Nunavut), 47 p.

Elliott, J., et M. Dumond. 2005. Harvested wolverine (*Gulo gulo*) age structure, sex ratio, body condition, and reproduction in the Kitikmeot Region (Nunavut) 1985-2004 [ébauche].

Environment Canada. 2013. Meeting notes from Peary Caribou Recovery Strategy Development Community Technical Meeting – Public Meetings in Sachs Harbour – 5 mars 2013, préparé pour Donna Bigelow, Service canadien de la faune, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 11 p.

Fisher, J.T., et N. Heim. 2012. East Slopes predators: mammalian spatial distribution and habitat selection in a heterogeneous mountain landscape, year-end report 2011-2012, East Slopes Predators Project, Alberta Innovates – Technology Futures, Vegreville (Alberta), 24 p.

Fisher, J.T., S. Bradbury, M. Wheatley, B. Anholt, L. Roy, J.P. Volpe et L. Nolan. 2013. Wolverine (*Gulo gulo luscus*) on the Rocky Mountain slopes: natural heterogeneity and landscape alteration, *Canadian Journal of Zoology* 91:706-716.

Fisher, J.T., S.M. Bradbury, A.C. Fisher et L. Nolan. 2009. Wolverines on the edge of Alberta's Rockies, Alberta Research Council, Edmonton (Alberta), 80 p.

Flagstad, O., E. Hedmark, A. Landa, H. Brøseth, J. Persson, R. Andersen, P. Segertröm et H. Ellegren. 2004. Colonization history and non-invasive monitoring of a re-established Wolverine population, *Conservation Biology* 18:676-688.

Fortin, C. 2004. Inventaire de la faune en période hivernale dans le parc national projeté des Mont-Torngat-et-de-la-Rivière-Koroc (Nunavik), rapport préparé pour l'Administration Régionale Kativik, 18 p.

Fortin, C. 2006. Inventaire aérien du carcajou dans les basses-terres de l'Abitibi et de la baie James à l'hiver 2006, 11 p.

Fortin, C., V. Banci, J. Brazil, M. Crête, J. Huot, M. Huot, R. Lafond, P. Paré, J. Shaefer et D. Vandal. 2005. Plan national de rétablissement du carcajou (*Gulo gulo*) [population de l'est], Plan national de rétablissement n° 26, Rétablissement des espèces canadiennes en péril (RESCAPÉ), Ottawa (Ontario), 36 p.

Foster, J.L., D.A. Robinson, D.K. Hall et T.W. Estilow. 2008. Spring snow melt timing and changes over Arctic lands, *Polar Geography* 31:145-157.

Fraser, D., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, juillet 2013, Scientific Authority Assessment, A/Manager BC CDC, Ecosystem Branch, Conservation Planning Section, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

Gallais, S., et F. Messier. 2012. Projet carcajou? : Habitat potentiel du carcajou (*Gulo gulo*) au Québec, rapport présenté à la Fondation de la faune de Québec, Nature Québec, 45 p.

Gardner, C.L. 1985. The Ecology of Wolverines in Southcentral Alaska, mémoire de maîtrise ès sciences, University of Alaska, Fairbanks (Alaska), 82 p.

Gardner, C.L., et W.B. Ballard. 1982. Susitna hydro electric project, Phase I final report, Vol. VII: wolverine, Alaska Department of Fish and Game, Anchorage (Alaska), 43 p.

Gardner, C.L., W.B. Ballard et R.H. Jessup. 1986. Long distance movement by an adult wolverine, *Journal of Mammalogy* 67:603.

Gibeau, M.L., et K. Heuer. 1996. Effects of transportation corridors on large carnivores in the Bow River Valley, *in* G.L. Evink, P. Garrett, D. Zeigler et J. Berry (éd.), Trends in Addressing Transportation-Related Wildlife Mortality, State of Florida Department of Transportation, Environmental Management Office, Tallahassee (Floride), FL-ER-58-96.

Golden, H.N. 2010. Wolverine abundance in upper Turnagain Arm and the Kenai Mountains with emphasis on helicopter-skiing permit areas, Alaska Department of Fish and Game and Chugach National Forest, Interagency Collaborative Project Progress Report, Anchorage (Alaska), 9 p.

Golden, H.N., données inédites. 2013. Wildlife Research Biologist, Alaska Department of Fish and Game, Division of Wildlife Conservation, Anchorage (Alaska).

Golden, H.N., J.D. Henry, E.F. Becker, M.I. Goldstein, J.M. Morton, D. Frost, Sr. et A.J. Poe. 2007. Estimating wolverine *Gulo gulo* population size using quadrat sampling of tracks in snow, *Wildlife Biology* 13 (Suppl. 2):52-61.

Golder Associates. 2003. Report on Inuit qaujimajatuqangit literature review, gap analysis and workshop results related to the Doris North project, Hope Bay Belt, Nunavut, rapport préparé pour Miramar Hope Bay Ltd., North Vancouver (Colombie-Britannique), 214 p.

Golder Associates. 2010. Snap Lake Mine: Environmental agreement, 2009 Annual Report, préparé pour De Beers Canada Inc. par Golder Associates, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), iv + 90 p.

Golder Associates. 2012a. De Beers Snap Lake Mine wildlife effects monitoring program, préparé pour De Beers Canada Inc. par Golder Associates, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), viii + 37 p.

Golder Associates. 2012b. Gahcho Kué Project: 2011 wildlife supplemental monitoring project, préparé pour De Beers Canada Inc. par Golder Associates, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), ii + 23 p.

Gollop, M. 2012. Annual status of furbearers survey and results of previous trapper surveys, Fish and Wildlife Branch, Ministry of Environment de la Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan), 2 p.

Government of Nunavut. 2007. Statutory report on wildlife to the Nunavut Legislative Assembly, Section 176 of the Wildlife Act, vii + 125 p.

Groupe de travail sur la stratification écologique. 1995. Cadre écologique national pour le Canada, Agriculture et Agroalimentaire Canada, Direction générale de la recherche, Centre de recherches sur les terres et les ressources biologiques et Environnement Canada, Direction générale de l'état de l'environnement, Direction de l'analyse des écozones, Ottawa/Hull, 144 p., carte à 1/7 500 000.

Gunn, F.E. 2009. Traditional Ecological Knowledge of Boreal Woodland Caribou in Western Wood Buffalo National Park. M.A. dissertation, Royal Roads University, Victoria (Colombie-Britannique), publication n° AAT MR55878, 177 p.

Gwich'in Renewable Resources Board (GRRB). 2001. More Gwich'in words about the land, Gwich'in Renewable Resource Board, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), 184 p.

Gwich'in Renewable Resources Board (GRRB). 2014. Gwich'in Traditional Knowledge: Nèhtrùh (Wolverine), Gwich'in Renewable Resource Board, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), 56 p.

Hall, E.R. 1981. Wolverine, p. 1006-1009, *in* The Mammals of North America, Volume II, 2e édition, John Wiley and Sons, New York (New York).

Han, S., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, juin 2012, Head, Service canadien de la faune, Environnement Canada, unité de l'Arctique de l'Est, Iqaluit (Nunavut).

Hatler, D.F. 1989. A wolverine management strategy for British Columbia, Wildlife Bulletin No. B-60, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique), 124 p.

Heinemeyer, K., et J. Squires. 2012. Idaho wolverine – winter recreation research project: Investigating the interactions between wolverines and winter recreation, 2011-2012 Progress Report, Round River Conservation Studies and the USFS Rocky Mountain Research Station, iv + 20 p.

Henry, J.D. 2004. Track transects for monitoring changes in wolverine and other mustelid populations in the Old Crow Flats: Third annual report (winter 2003-2004), Parcs Canada, Haines Junction (Yukon), 36 p.

Henry, J.D. 2007. Monitoring predator populations in the Old Crow Flats, 2001-2006, Parcs Canada, Old Crow (Yukon), 132 p.

Heydon, C., comm. pers. 2002. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, septembre 2002, Fur Program Biologist, Fish and Wildlife Branch, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario).

Holbrow, W.C. 1976. The Biology, Mythology, Distribution and Management of the Wolverine in Western Canada, M.N.R.M. Practicum, Natural Resources Institute, University of Manitoba, Winnipeg (Manitoba), 214 p.

Hornocker, M.G., et H.S. Hash. 1981. Ecology of the wolverine in northwestern Montana, *Canadian Journal of Zoology* 59:1286-1301.

Inman, R.M., A.J. Magoun, J. Persson et J. Mattisson. 2012. The wolverine's niche: linking reproductive chronology, caching, competition and climate, *Journal of Mammalogy* 93:634-644.

Inman, R.M., K.H. Inman, M.L. Packila et A.J. McCue. 2007. Chapter 4: Wolverine reproductive rates and maternal habitat in Greater Yellowstone, *in* Wildlife Conservation Society (2007), Greater Yellowstone Wolverine program: cumulative report, mai 2007, Ennis (Montana).

Inman, R.M., M.L. Packila, K.H. Inman, B. Aber, R. Spence et D. McCauley. 2009. Greater Yellowstone Wolverine Program, Progress Report – December 2009, Wildlife Conservation Society, North America Program, General Report, Bozeman (Montana), v + 32 p.

Inman, R.M., R.R. Wigglesworth, K.H. Inman, M.K. Schwartz, B.L. Brock et J.D. Reick. 2004. Wolverine makes extensive movements in Greater Yellowstone area, *Northwest Science* 78:261-266.

Inuvik Community Corporation (ICC), Tuktuuyaqtuuq Community Corporation et Aklavik Community Corporation. 2006. Inuvialuit Settlement Region traditional knowledge report, Mackenzie Project Environmental Group, Calgary (Alberta), 200 p.

IPCC. 2007. Climate Change 2007: The physical science basis, *in* Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment, Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor et H.L. Miller (éd.), Cambridge University Press, Cambridge (ROYAUME-UNI) et New York (New York), 996 p.

IUCN. 2012. IUCN red list of threatened species, version 2012.2 [site Web], disponible à l'adresse : www.iucnredlist.org (en anglais seulement; consulté en janvier 2013).

Johnson, C.J., M.S. Boyce, R.L. Case, H.D. Cluff, R.J. Gau, A. Gunn et R. Mulders. 2005. Cumulative effects on human developments on Arctic wildlife, *Wildlife Monographs* 160:1-36.

Johnson, C.S. 1990. Re-evaluation of the status of the wolverine in Manitoba, Wildlife Biological Services Technical Report No. 90-01, ministère des Ressources naturelles du Manitoba, Winnipeg (Manitoba), 25 p.

Johnson, L.M., L.L. Willey, M.T. Jones et F. Sangermano. 2012. Predicting core reproductive habitat for wolverine (*Gulo gulo*) in Québec, Canada using a GIS-based deductive modeling approach, préparé pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Province du Québec, 28 p.

Johnson, M., et R. Ruttan. 1993. Traditional Dene Environmental Knowledge: A Pilot Project conducted in Fort Good Hope and Colville Lake, NT 1989-1993, Dene Cultural Institute, Hay River (Territoires du Nord-Ouest), 20 p.

Joint Secretariat – Inuvialuit Settlement Region [site Web], disponible à l'adresse : http://www.jointsecretariat.ca/documents.html (en anglais seulement).

Jung, T.S., B.G. Slough, B.L. Smith, H. Slama et R.H. Jessup. 2005. Using trapper knowledge to monitor population trends of wolverine, *Gulo gulo*, in the Yukon, présentation à la 1st International Symposium on Wolverine Research and Management, 13-15 juin 2005, Jokkmokk (SUÈDE).

Jung, T.S., comm. pers. 2013. Senior Wildlife Biologist, Biodiversity Programs, Fish and Wildlife Branch, ministère de l'Environnement du Yukon, Whitehorse (Yukon).

Jung, T.S., et P. Kukka. 2013. Wolverine carcass collection program: 2013 progress report, rapport PR-13-04 de la Fish and Wildlife Branch du Yukon, Whitehorse (Yukon), 39 p.

Keeyask Hydro Limited Partnership (HLP). 2012. Keeyask generation project environmental impact statement, Volume 7: Terrestrial environment, Keeyask HLP, Winnipeg (Manitoba), 302 p.

Kelsall, J.P. 1981. Status report on the wolverine, *Gulo gulo,* in Canada in 1981, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 50 p.

Koback, L. 2012. Saskatchewan wild fur harvest and cash values 2010-11, Fish and Wildlife Branch Summary Report, Ministry of Environment de la Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan), 12 p. + ann.

Koen, E.L., J.C. Ray, J. Bowman, F.N. Dawson et A.J. Magoun. 2008. Surveying and monitoring wolverines in Ontario and other lowland, boreal forest habitats: Recommendations and protocols, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Northwest Science and Information, Thunder Bay (Ontario), NWSI Field Guide FG-06, 94 p. + ann.

Krebs, J., E. Lofroth, J. Copeland, V. Banci, D. Cooley, H. Golden, A. Magoun, R. Mulders et B. Shults. 2004. Synthesis of survival rates and causes of mortality in North American wolverines, *Journal of Wildlife Management* 68:493-502.

Krebs, J., E.C. Lofroth et I. Parfitt. 2007. Multiscale habitat use by wolverines in British Columbia, Canada, *Journal of Wildlife Management* 71:2180-2192.

Krebs, J.A., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, Senior Biologist, Fish and Wildlife Compensation Program, BC Hydro, Nelson (Colombie-Britannique).

Krebs, J.A., et D. Lewis. 2000. Wolverine ecology and habitat use in the North Columbia Mountains: Progress Report, p. 695-703, *in* L.M. Darling (éd.), Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops (Colombie-Britannique), 15-19 Feb., 1999, Volume Two. Ministry of Environment, Lands and Parks de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique), et University College of the Cariboo, Kamloops (Colombie-Britannique).

Krott, P., et C. Gardner. 1985. Wolverine breeding behavior in Alaska, *Säugetierkundliche Mitteilungen* 32:87.

Kurtén, B., et R. Rausch. 1959. Biometric comparisons between North American and European mammals, I. A comparison between Alaskan and Fennoscandian Wolverine (*Gulo gulo* Linnaeus), *Acto Arctica* 11:1-21.

Kyle, C. Mars 2014. Correspondance par courriel adressée à Graham Forbes, Department of Biology, Trent University, Peterborough (Ontario).

Kyle, C.J., et C. Strobek. 2001. Genetic structure of North American wolverine (*Gulo gulo*) populations, *Molecular Ecology* 10:337-347.

Kyle, C.J., et C. Strobek. 2002. Connectivity of peripheral and core populations of North American wolverines, *Journal of Mammalogy* 83:1141-1150.

Landa, A., O. Strand, J.D.C. Linnell et T. Skogland. 1998. Home-range sizes and altitude selection for arctic foxes and wolverines in an alpine environment, *Canadian Journal of Zoology* 76:448-457.

Landa, A., O. Strand, J.E. Swenson et T. Skogland. 1997. Wolverines and their prey in southern Norway, *Canadian Journal of Zoology* 75:1292-1299.

Larter, N., et D. Allaire. 2013. MacKenzie Mountain non-resident and non-resident alien hunter harvest summary 2012, Environment and Natural Resources, rapport manuscrit n° 234 du gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, 88 p.

Lecomte, N., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, juillet 2013, Ecosystem Biologist, ministère de l'Environnement, Igloolik (Nunavut).

Lee, J. 1994a. Wolverine harvest and carcass collection, Coppermine, Bay Chimo and Bathurst Inlet, 1992/93, Wildlife and Fisheries Division, Department of Resources, Wildlife, and Economic Development, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 15 p.

Lee, J. 1994b. Wolverine harvest and carcass collection, Coppermine, Bay Chimo and Bathurst Inlet, 1993/94, Wildlife and Fisheries Division, Department of Resources, Wildlife, and Economic Development, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 14 p.

Lee, J. 1998. Database description and partial data summary and analysis of the wolverine harvest from Kugluktuk, Umingmaktok and Bathurst Inlet, Northwest Territories, 1985/86 to 1996/97 [ébauche], Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 42 p.

Lee, J., et A. Niptanatiak. 1996. Observation of repeated use of a wolverine, *Gulo gulo*, den on the tundra of the Northwest Territories, *Canadian Field-Naturalist* 110:349-350.

Lofroth, E. 2001. Wolverine ecology in plateau and foothill landscapes, 1996-2001, 2000/01 Year-end report, northern Wolverine project, Forest Renewal Activity No. 712260, Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique), 98 p.

Lofroth, E., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, octobre 2012, Manager, Conservation Data Centre de la Colombie-Britannique, Ministry of Environment de la Colombie-Britannique, Victoria (Colombie-Britannique).

Lofroth, E.C., et J. Krebs. 2007. The abundance and distribution of wolverines in British Columbia, Canada, *Journal of Wildlife Management* 71:2159-2169.

Lofroth, E.C., et P.K. Ott. 2007. Assessment of the sustainability of wolverine harvest in British Columbia, Canada, *Journal of Wildlife Management* 71:2193-2200.

Lofroth, E.C., J.A. Krebs, W.L. Harrower et D. Lewis. 2007. Food habits of wolverine (*Gulo gulo*) in montane ecosystems of British Columbia, Canada, *Wildlife Biology* 13 (Suppl. 2):31-37.

Lutsël K'e Dene First Nation, B. Parlee, M. Basil et N. Casaway. 2001. Traditional ecological knowledge in the Kaché Tué Study Region, Final Report, West Kitikmeot Slave Study Society, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 88 p.

MacDonald, P., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, 8 juillet 2013, Wildlife Biologist, Service canadien de la faune, Région de l'Atlantique, Goose Bay (Terre-Neuve-et-Labrador).

MacLeod, C.F. 1950. The Productivity and Distribution of Fur-bearing Species of the Coast of British Columbia in Relation to Some Environmental Factors, thèse de maîtrise, University of British Columbia, Vancouver (Colombie-Britannique), 105 p.

Magoun A., N. Dawson, J. Ray et J. Bowman. 2005b. Forest management considerations for wolverine populations in areas of timber harvest in Ontario: preliminary recommendations, Ontario Boreal Wolverine Project, The Wolverine Foundation, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, 17 p.

Magoun, A., N. Dawson, J. Ray, J. Bowman, C. Lipsett-Moore et G. Lipsett-Moore. 2004. Boreal wolverine: a focal species for land use planning in Ontario's northern boreal forest, Ontario Wolverine Project Report, 27 p.

Magoun, A.J. 1985. Population Characteristics, Ecology and Management of Wolverines in Northwestern Alaska, thèse de doctorat, University of Alaska, Fairbanks (Alaska), 197 p.

Magoun, A.J. 1987. Summer and winter diets of wolverines, *Gulo gulo*, in Arctic Alaska, *Canadian Field-Naturalist* 101:392-397.

Magoun, A.J., C.D. Long, M.K. Schwartz, K.L. Pilgrim, R.E. Lowell et P. Valkenburg. 2011a. Integrating motion-detection cameras and hair snags for wolverine detection, *Journal of Wildlife Management* 75:731-739.

Magoun, A.J., et J.P. Copeland. 1998. Characteristics of wolverine reproductive den sites, *Journal of Wildlife Management* 62:1313-1320.

Magoun, A.J., et P. Valkenburg. 1983. Breeding behavior of free-ranging wolverines (*Gulo gulo*), *Acta Zoologica Fennici* 174:175-177.

Magoun, A.J., J.C. Ray, D.S. Johnson, P. Valkenburg, F.N. Dawson et J. Bowman. 2007. Modeling wolverine occurrence using aerial surveys of tracks in snow, *Journal of Wildlife Management* 71:2221-2229.

Magoun, A.J., K.F. Abraham, J.E. Thompson, J.C. Ray, M.E. Gauthier, G.E. Brown, G. Woolmer, C.J. Chenier et F.N. Dawson. 2005a. Distribution and relative abundance of caribou in the Hudson Plains Ecozone of Ontario, *Rangifer* special issue 16:105-121.

Magoun, A.J., P. Valkenburg, C.D. Long et J.K. Long. 2013. Monitoring wolverines in northeast Oregon, janvier 2011-décembre 2012, Final Report, The Wolverine Foundation, Inc., Kuna (Idaho), ÉTATS-UNIS.

Magoun, A.J., P. Valkenburg, D.N. Pedersen, C.D. Long et R.E. Lowell. 2011b. Wolverine images - using motion-detection cameras for photographing, identifying, and monitoring Wolverines, v + 155 p., disponible à l'adresse : http://www.blurb.com/bookstore (en anglais seulement; consulté le 14 janvier 2013).

Mallory, M.L., J.A. Akearok et A.J. Fontaine. 2001. Community knowledge on the distribution and abundance of species at risk in southern Baffin Island, Nunavut, Canada, Série de rapports techniques du Service canadien de la faune n° 363, Service canadien de la faune, Région des Prairies et du Nord, Iqaluit (Nunavut), 68 p.

May, R., A. Landa, J. van Dijk, J.D.C. Linnell et R. Andersen. 2006. Impact of infrastructure on habitat selection of wolverines *Gulo gulo*, *Wildlife Biology* 12:285-295.

May, R., L. Gorini, J. van Diijk, H. Brøseth, J.D.C. Linnell et A. Landa. 2012. Habitat characteristics associated with wolverine den sites in Norwegian multiple-use landscapes, *Journal of Zoology* 287:195-204.

McKelvey, K.S *et al.* 2013. Recovery of wolverines in the western United States: Recent extirpation and recolonization, or range retraction and expansion? *Journal of Wildlife Management* DOI:10.1002/jwm.649.

McKelvey, K.S., E.C. Lofroth, J.P. Copeland, K.B. Aubry et A.J. Magoun. 2010. Comments on Brodie and Post: Climate-driven declines in wolverine populations: causal connection or spurious correlation? *Population Ecology*, doi:10.1007/s10144-010-0242-5.

McKelvey, K.S., J.P. Copeland, M.K. Schwartz, J.S. Littell, K.B. Aubry, J.R. Squires, S.A. Parks, M.A. Elsner et G.S. Guillaume. 2011. Climate change predicted to shift wolverine distributions, connectivity, and dispersal corridors, *Ecological Applications* 21:2882-2897.

McKelvey, K.S., K.B. Aubry et M.K. Schwarz. 2008. Using anecdotal occurrence data for rare or elusive species: the illusion of reality and a call for evidentiary standards, *BioScience* 58:549-555.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec. 2013. Liste des espèces fauniques menacées ou vulnérables au Québec : Carcajou, disponible à l'adresse : http://www.mddefp.gouv.qc.ca/faune/especes/menacees/fiche.asp?noEsp=4 (consulté en juillet 2013).

Moores, S. Juin 2012. Correspondance adressée par courriel à Brian Slough, Senior Manager, Endangered Species and Biodiversity, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador).

Moriarty, K.M., W.J. Zielinski, A.G. Gonzales, T.E. Dawson, K.M. Boatner, C.A. Wilson, F.V. Schlexer, K.L. Pilgrim, J.P. Copeland et M.K. Schwartz. 2009. Wolverine confirmation in California after nearly a century: Native or long-distance immigrant? *Northwest Science* 83:154-162.

Mulders, R. 2000. Wolverine ecology, distribution and productivity in the Slave Geological Province, Final Report to the West Kitikmeot/Slave Study Society, Department of Resources, Wildlife and Economic Development, Gouvernement des Territoires du Nord-Ouest, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 92 p.

Mulders, R., données inédites. 2013. Wolverine carcass analysis report, Kitikmeot, Sahtu, Dehcho, South Slave and North Slave regions, and Border A/B expert of wolverine from South Slave to Saskatchewan, Wildlife Biologist, Carnivores/Furbearers, Wildlife Division, Environment and Natural Resources, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Mulders, R., J. Boulanger et D. Paetkau. 2007. Estimation of population size for wolverines at Daring Lake, Northwest Territories, using DNA based mark-recapture methods, *Wildlife Biology* 13 (Suppl. 2):38-51.

Mulders, Robert. Août 2013. Correspondance par courriel adressée à Brian Slough, Wildlife Biologist, Carnivores/Furbearers, Wildlife Division, Environment and Natural Resources, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Myrberget, S. 1968. Jervens ynglehi [The breeding den of the wolverine, *Gulo gulo*], *Fauna* (Oslo) 21:108-115.

Nagy, J.A., T. Creighton, T. Slack et W. Wright. 2002. Local knowledge about boreal woodland caribou in the Inuvialuit Settlement Region, rapport inédit préparé pour le Department of Resources, Wildlife, and Economic Development des Territoires du Nord-Ouest, Région d'Inuvik, Inuvik (Territoires du Nord-Ouest), 34 p.

Nantel, P., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, juin 2012, conseiller scientifique, Parcs Canada, Gatineau (Québec).

NatureServe. 2013. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [application Web], Version 7.1, NatureServe, Arlington (Virginie), disponible à l'adresse : http://www.natureserve.org/explorer (en anglais seulement; consulté le 9 juillet 2013).

Nernberg, D., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, août 2012, Species at Risk Officer, Director General of Environment, Directorate of Environmental Stewardardship, Défense nationale, Ottawa (Ontario).

Newfoundland and Labrador Department of Environment and Conservation. 2012. George River caribou herd continues to decline, communiqué de presse, disponible à l'adresse : http://www.releases.gov.nl.ca/releases/2012/env/0816n03.htm (en anglais seulement; consulté en janvier 2013).

North Slave Metis Alliance (NSMA). 1999. Can't live without work, North Slave Metis Alliance environmental, social, economic and cultural concerns: a companion to the Comprehensive Study Report on the Diavik Diamond Project, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 300 p.

Northwest Territories Species at Risk Committee. 2013. Draft species status report (scientific knowledge component) for wolverine [*Gulo gulo*] in the Northwest Territories [ébauche datée du 26 avril 2013], Environment and Natural Resources, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Novak, M., M.E. Obbard, J.G. Jones, R. Newman, A. Booth, A.J. Sattherwaite et G. Linscombe. 1987. Furbearer harvests in North America, 1600-1984, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Toronto (Ontario), et Ontario Trappers Association, North Bay (Ontario), 270 p.

Nunavut Wildlife Management Board (NWMB). 2004. The Nunavut wildlife harvest study, Nunavut Wildlife Management Board, Iqaluit (Nunavut), 816 p.

Obbard, M.E., J.G. Jones, R. Newman, A. Booth, A.J. Sattherwaite et G. Linscombe. 1987. Furbearer harvests in North America, p. 1007-1034, *in* M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch (éd.), Wild Furbearer Management and Conservation in North America, Ontario Trappers Association, North Bay (Ontario).

Ontario Ministry of Natural Ressources (OMNR). 2010. Forest management guide for conserving biodiversity at the stand and site scales, ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Imprimeur de la Reine pour l'Ontario, Toronto (Ontario), 211 p.

Ontario Wolverine Recovery Team. 2013. Recovery Strategy for the Wolverine (*Gulo gulo*) in Ontario, Ontario Recovery Strategy Series, préparé pour le ministère des Richesses naturelles de l'Ontario, Peterborough (Ontario), vi + 66 p.

Paul F. Wilkinson and Associates Inc. on behalf of the Naskapi Nation of Kawawachikamach. 2009. Wolverine workshop, 26 et 27 mars 2009, rapport d'activité, Paul F. Wilkinson and Associates Inc., Montréal (Québec), 32 p.

Persson, J., P. Wedholm et P. Segerström. 2010. Space use and territoriality of wolverines (*Gulo gulo*) in northern Scandinavia, *European Journal of Wildlife Research* 56:49-57.

Petersen, S. 1997. Status of the wolverine (*Gulo gulo*) in Alberta, Alberta Environmental Protection, Wildlife Management Division, Wildlife Status Report No. 2, Edmonton (Alberta), 17 p.

Poole, K., données inédites. 2013. Aurora Wildlife Research, Nelson (Colombie-Britannique).

Pulliainen, E. 1968. Breeding biology of the wolverine (*Gulo gulo* L.) in Finland, *Annales Zoologici Fennici* 5:338-344.

Quick, H.F. 1953. Wolverine, fisher and marten studies in a wilderness region, *Transactions of the North American Wildlife Conference* 18:513-532.

Rausch, R.A., et A.M. Pearson. 1972. Notes on the wolverine in Alaska and the Yukon Territory, *Journal of Wildlife Management* 36:249-268.

Rauset, G.R. 2013. Life and Death in Wolverines: Linking Demography and Habitat for Conservation, thèse de doctorat, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala (SUÈDE), 41 p.

Ray, J. 2004. Collecting ATK on wolverines in northern Ontario, p. 94-98 *in* N. Cardinal, Aboriginal Traditional Knowledge and the COSEWIC Species Assessment Process: a Case Study of Northern Canada Wolverines, Environnement Canada, Ottawa (Ontario).

Ray, J.C. 2012. Caribou recruitment and baseline surveys in the Ring of Fire: informing range assessment and recovery, Final Report to Ontario Ministry of Natural Resources Species at Risk Stewardship Fund 2011-2 (#159-11-WCSC), Wildlife Conservation Society Canada, 19 p.

Ray, J.C., A.J. Magoun, N. Dawson et J. Bowman. 2005. Ontario Wolverine Project – Fieldwork 1 Jan – 31 March 2005, Progress report to Ontario Ministry of Natural Resources, Species-at-Risk Section, Ontario Wolverine Project Report, 5 p.

Ray, J.C., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, mai 2013, Executive Director/Senior Scientist, Wildlife Conservation Society Canada, Toronto (Ontario).

Reichard, M.V., L. Toretti, J.M. Garvon et J.P. Dubey. 2008b. Prevalence of antibodies to *Toxoplasma gondii* in wolverines from Nunavut, Canada, *Journal of Parasitology* 94:764-765.

Reichard, M.V., L. Toretti, T.A. Snider, J.M. Garvon, G., G. Marucci et E. Pozio. 2008a. *Trichinella* T6 and *Trichinella nativa* in wolverines (*Gulo gulo*) from Nunavut, Canada, *Parasitology Research* 103:657-661.

Rescan. 2012. EKATI Diamond Mine: 2011 Wildlife Effects Monitoring Program, préparé par BHP Billiton Canada Inc. par Rescan Environmental Services Ltd., Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 158 p.

Rossouw, F., données inédites. 2012. Fur harvest data, Traditional Economy and Fur Management, Industry, Tourism, and Investment, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Rowland, M.M., M.J. Wisdom, D.H. Johnson, B.C. Wales, J.P. Copeland et F.B. Edelmann. 2003. Evaluation of landscape models for wolverines in the Interior Northwest, United States of America, *Journal of Mammalogy* 84:92-105.

Royle, J.A., A.J. Magoun, B. Gardner, P. Valkenburg et R.E. Lowell. 2011. Density estimation in a wolverine population using spatial capture-recapture models, *Journal of Wildlife Management* 75:604-611.

Schmelzer, I. 2006. Occurrence and distribution of wolverines in northern Labrador: an aerial survey to clarify status and focus recovery, Department of Environment and Conservation, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador), vii + 32 p.

Schmelzer, I., données inédites. 2012. Occurrence and distribution of wolverines in Labrador, Senior Wildlife Biologist, Terrestrial, Research, Wildlife Division, Department of Environment and Conservation, Corner Brook (Terre-Neuve-et-Labrador).

Schwartz, M.K., J.P. Copeland, N.J. Anderson, J.R. Squires, R.M. Inman, K.S. McKelvey, K.L. Pilgrim, L.P. Waits et S.A. Cushman. 2009. Wolverine gene flow across a narrow climatic niche, *Ecology* 90:3222-3232.

Schwartz, M.K., K.B. Aubry, K.S. McKelvey, K.L. Pilgrim, J.P. Copeland, J.R. Squires, R.M. Inman, S.M. Wisely et L.F. Ruggiero. 2007. Inferring geographic isolation of wolverines in California using historical DNA, *Journal of Wildlife Management* 71:2170-2179.

Canadian Forest Service. 2013. Forest Ecozones of Canada. http://cfs.nrcan.gc.ca/pages/125.

Shardlow, T. 2013. Isotopic evidence of Salmon, Oncorhynchus spp., in the diet of wolverine, *Gulo gulo*, on Princess Royal Island, British Columbia, *Canadian Field-Naturalist* 127:338-342.

Shuswap Indian Band. 2008. Re Tsqwátstens-kucw ne Csaliken', our people between the two mountain ranges, Shuswap Indian Band Traditional Land Use Study, Shuswap Indian Band, Kamloops (Colombie-Britannique), 224 p.

Siemens Worsley, A. 2011. Status assessment: Wolverine (*Gulo gulo luscus*) in Saskatchewan, Conservation Data Centre de la Saskatchewan, Fish and Wildlife Branch, Regina (Saskatchewan), iii + 12 p.

Slough, B.G. 2007. Status of the wolverine *Gulo gulo* in Canada, *Wildlife Biology* 13 (Suppl. 2):76-82.

Slough, B.G. 2009. A Yukon Trappers' Perspective on Wildlife Populations: A Preliminary Analysis of Trapper Questionnaires, 1992-93 to 2007-08, Fish and Wildlife Branch, ministère de l'Environnement du Yukon, Whitehorse (Yukon), v + 79 p.

Slough, B.G., données inédites. Biologiste de la faune indépendant, Whitehorse (Yukon).

Slough, B.G., et R.H. Jessup. 1996. Furbearer trapping in the Yukon, Canada, p. 30-36, *in* R. Prescott-Allen et Prescott-Allen (éd.), Assessing the Sustainability of Uses of Wild Species: Case Studies and Initial Assessment Procedure, Occasional paper of the IUCN Species Survival Commission No. 12, IUCN, Gland, SUISSE.

Slough, B.G., R.H. Jessup, D.I. McKay et A.B. Stephenson. 1987. Wild furbearer management in western and northern Canada, p. 1062-1076, *in* M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch (éd.), Wild Furbearer Management and Conservation in North America, Ontario Trappers Association, North Bay (Ontario).

Spencer, S., données inédites. 2012. Wolverine Harvest Study Data 1996-2001, Terrestrial Wildlife Management Biologist, Conseil de gestion des ressources fauniques du Nunavut, Iqaluit (Nunavut).

Squires, John R., J.P. Copeland, T.J. Ulizio, M.K. Schwartz et L.F. Ruggiero. 2007. Sources and patterns of wolverine mortality in western Montana, *Journal of Wildlife Management* 71:2213-2220.

Stewart, I.T. 2009. Changes in snowpack and snowmelt runoff for key mountain regions, *Hydrological Processes* 23:78-94.

Thibault, I., comm. pers. 2012. Correspondance par courriel adressée à B. Slough, décembre 2012, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec (Québec).

Thibault, I., données inédites. 2013. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats, Québec (Québec).

Thompson, I., comm. pers. 2013. Correspondance par courriel adressée à G. Forbes, mai 2013, Research Scientist, Ecology and Biodiversity, Great Lakes Forestry Centre, Sault Ste. Marie (Ontario).

Thorpe, N., N. Hakongak, S. Eyegetok et Qitirmiut Elders. 2001. Tuktu and Nogak Project, A Caribou Chronicle, West Kitikmeot Slave Study Society, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 198 p.

Tomasik, E., et J.A. Cook. 2005. Mitochondrial phylogeography and conservation genetics of wolverine (*Gulo gulo*) of northwestern North America, *Journal of Mammalogy* 86:386-396.

U.S. Fish and Wildlife Service. 2013. Endangered and threatened wildlife and plants; threatened status for the distinct population segment of the North American Wolverine occurring in the contiguous United States, Federal Register Vol. 78, No. 23:7864-7890.

Van Dijk, J., L. Gustavsen, A. Mysterud, R. May, Ø. Flagstad, H. Brøseth, Roy Andersen, Reider Andersen, H. Steen et A. Landa. 2008. Diet shift of a facultative scavenger, the wolverine, following recolonization of wolves, *Journal of Animal Ecology* 77:1183-1190.

Van Zyll de Jong, C.G. 1975. The distribution and abundance of the wolverine (*Gulo gulo*) in Canada, *Canadian Field-Naturalist* 89:431-437.

Vangen, K.M., J. Persson, A. Landa, R. Anderson et P. Segerström. 2001. Characteristics of dispersal in wolverines, *Canadian Journal of Zoology* 79:1641-1649.

Vors, L., et M. Boyce. 2009. Global declines of caribou and reindeer, *Global Change Biology* 15:2626-2633.

Wang, T., E. Campbell, G. O'Neill et S. Aitken. Projecting future distributions of ecosystem climate niches: Uncertainties and management applications, *Forest Ecology and Management* 279(2012)128-140.

Webb, S., D. Manzer, R. Anderson et M. Jokinen. 2013. Wolverine harvest summary from registered traplines in Alberta, 1985-2011, rapport technique T-2013-001, Alberta Conservation Association, Sherwood Park (Alberta), 37 p. + ann.

Weir, R., données inédites. 2012. Fur harvest data, Carnivore Conservation Specialist, Ecosystems Protection and Sustainability Branch, Ministry of Environment, Victoria (Colombie-Britannique).

White, K.S., H.N. Golden, K.J. Hundertmark et G.R. Lee. 2002. Predation of wolves, *Canis lupus*, on wolverines, *Gulo gulo*, and an American marten, *Martes americana*, in Alaska, *Canadian Field-Naturalist* 116:132-133.

Whitman, J.S., W.B. Ballard et C.L. Gardner. 1986. Home range and habitat use by wolverines in southcentral Alaska, *Journal of Wildlife Management* 50:460-462.

Wildlife Management Advisory Council (North Slope) (WMAC [NS]) et Aklavik Hunters and Trappers Committee (HTC). 2003. Aklavik Inuvialuit describe the status of certain birds and animals on the Yukon North Slope, mars 2003, rapport final, Wildlife Management Advisory Council (North Slope), Whitehorse (Yukon), 60 p.

Wildlife Management Advisory Council (North Slope). 2008. Species status reports for the Yukon North Slope, mise à jour : janvier 2008, 142 p.

Wilson, G.M., R.A. Van Den Bussche, P.K. Kennedy, A. Gunn et K. Poole. 2000. Genetic variability of wolverines (*Gulo gulo*) from the Northwest Territories, Canada: conservation implications, *Journal of Mammalogy* 81:186-196.

Wolverine Science Panel. 2014. Wolverine Science Panel Workshop, Spokane (Washington), avril 2014, 47 p.

Wright, J.D., et J. Ernst. 2004. Wolverine, *Gulo gulo luscus*, resting sites and caching behavior in the boreal forest, *Canadian Field-Naturalist* 118:61-64.

Yukon Department of Renewable Resources. Date inconnue. Managing your wolverine trapline, Yukon Trapline Management Series, Fish and Wildlife Branch, Whitehorse (Yukon), 4 p.

Zigouris, J., F.N. Dawson, J. Bowman, R.M. Gillett, J.A. Schaefer et C.J. Kyle. 2012. Genetic isolation of wolverine (*Gulo gulo*) populations at the eastern periphery of their North American distribution, *Conservation Genetics* 13:1543-1559.

Zigouris, J., J.A. Schaefer, C. Fortin et C.J. Kyle, 2013. Phylogeography and post-glacial recolonization in wolverines (*Gulo gulo*) from across their circumpolar distribution, PLoS ONE 8(12) e83837.doi:10.1371/journal.pone.0083837.

Zigouris, Joanna. 2014. Correspondance par courriel adressée à Graham Forbes, étudiant au doctorat, Trent University, Peterborough (Ontario).

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DU RÉDACTEUR DU RAPPORT

Brian G. Slough a obtenu une maîtrise ès sciences de l'Université Simon Fraser. Son mémoire, qui portait sur l'écologie du castor, a marqué le début d'une carrière de 15 ans comme biologiste spécialisé dans la gestion des animaux à fourrure à la Direction de la gestion des poissons et de la faune (Fish and Wildlife Branch) du Yukon. Monsieur Slough a publié des travaux sur différentes espèces d'animaux à fourrure, dont le castor, le renard arctique, la martre et le lynx du Canada, et produit des documents sur la gestion des lignes de piégeage et des animaux à fourrure dans le nord et l'ouest du pays. Il a rédigé des rapports de situation du COSEPAC sur le carcajou (2003), la population de martre de Terre-Neuve (2007) et le crapaud de l'Ouest (2012). Récemment, M. Slough préparait pour le Comité des espèces en péril (Species at Risk Committee) des Territoires du Nord-Ouest des rapports de situation sur la grenouille léopard, le crapaud de l'Ouest et le carcajou.

Depuis qu'il a quitté son emploi au gouvernement du Yukon en 1996, il effectue des évaluations environnementales et mène des recherches sur des aires protégées ainsi que des études sur des espèces rares d'amphibiens et de mammifères, notamment des rongeurs, des musaraignes et des chauves-souris. Il a siégé pour deux mandats au Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC (2006 à 2013).

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune collection n'a été examinée pour la préparation du présent rapport.

Annexe 1. Sommaire de l'évaluation des menaces pour le carcajou.

Nom scientifique de l'espèce ou de l'écosystème	Carcajou (*Gulo gulo*)
Date	16/01/2014
Évaluateurs	Brian Slough (rédacteur du rapport), Graham Forbes (coprésident SCS MT), Dave Fraser (C.-B.), Gord Court (Alb.), Suzanne Carrière (T.N.-O.), Shelly Moores (T.-N.), Vivian Brownell (Ont.), Isabelle Gauthier (Qc), Thomas Jung (Yn), Ruben Boles (SCF), Patrick Nantel (Parcs Canada), Donna Hurlburt (coprésidente, sous-comité des CTA) Jeff Bowman (membre SCS MT), Nicolas Lecomte (membre SCS MT), Neil Dawson (Ont.), Dean Berezanski (Man.), Robert Mulders (T.N.-O.), Janet Winbourne (chercheuse – CT), Emily Herdman (T.-N.), Malik Awan (Nt), Isabelle Thibault (Qc), Vincent Carignan (SCF-Qc), Victoria Snable (SCF-Prairies), Paul MacDonald (SCF-T.-N.), Donna Begelow (SCF-T.-N.), Rich Weir (C.-B.)
Références	Ébauche du rapport de situation du COSEPAC 2014

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces :		**Compte des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact**	
Impact des menaces		**Maximum de la plage d'intensité**	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	0	0
C	Moyen	0	0
D	Faible	4	4
Impact global des menaces calculé :		Moyen	Moyen

Commentaires généraux sur les menaces	Durée d'une génération d'au moins 5 ans; gravité donc évaluée sur 15 ans.

Menace		**Impact (calculé)**		**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 années ou 3 gén.)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
1.1	Habitations et zones urbaines		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
1.3	Tourisme et espaces récréatifs		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
2	Agriculture et aquaculture		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
2.2	Plantations pour la production de bois et de pâte		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Faible (peut-être à long terme, >10 ans)	
2.3	Élevage et élevage à grande échelle		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
3.1	Forage pétrolier et gazier		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Un accès accru pourrait entraîner des perturbations et des cas de mortalité causés par les collisions avec des véhicules, le piégeage et le contrôle des animaux dans les camps. C.-B. : Un accès accru augmentera le piégeage et la récolte (voir 5.1). *Nota* : Réseaux routiers exclus de ce calcul (voir 4.1).
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Un accès accru pourrait entraîner des perturbations et des cas de mortalité causés par les collisions avec des véhicules, le piégeage et le contrôle des animaux dans les camps. C.-B. : Un accès accru augmentera le piégeage et la récolte (voir 5.1). T.N.-O. : Quatre mines accentuent les perturbations plusieurs problèmes connexes (voir 5.1). *Nota* : Réseaux routiers exclus de ce calcul (voir 4.1).
3.3	Énergie renouvelable		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	(Comprendrait les parcelles d'habitat rendues inefficaces [p. ex. par des mines], ainsi que les individus tués par collision avec un véhicule.)
4.1	Routes et voies ferrées	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Les corridors de transport peuvent créer des obstacles aux déplacements et à la dispersion, et constituer une source de mortalité. (En fonction de la mortalité routière et des effets de l'accès routier. Ne porte pas sur le piégeage actif, plutôt sur la création de déplacements et l'évitement.) Portée C.-B. : Moitié de la population en présence de routes. Yn : 30-70 % de la population en présence de routes. T.N.-O. : Évitement des routes faible, mais l'accès accru augmentera la chasse; de 11 à 30 % de la population canadienne se trouverait en présence de routes. Gravité Yn : Un seul cas de mortalité par collision avec un véhicule les 10 dernières années. Ont. : 6-7 cas de mortalité routière documentés. C.-B. : Plusieurs cas documentés le long de la Transcanadienne; mortalité routière évidente. Aussi environ 6 ou 7 cas de mortalité associés aux autoroutes et chemins forestiers dans la partie sud de l'aire de répartition.
4.2	Lignes de services publics		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Les corridors de transport peuvent créer des obstacles aux déplacements et à la dispersion, et constituer une source de mortalité.
5	Utilisation des ressources biologiques	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
5.1	Chasse et prélèvement d'animaux terrestres	D	Faible	Généralisée (71-100 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	La récolte de carcajous fait l'objet de restrictions, et la surveillance est obligatoire dans la plupart des compétences. La surveillance dans les T.N.-O et au Nunavut porte sur les exportations de fourrure, avec des programmes volontaires de collecte de carcasses. La surveillance de la récolte par des collectes de carcasses est d'une efficacité incertaine dans les collectivités inuites où la plupart des peaux sont utilisées localement. Les récoltes d'ongulés et de gros carnivores pourraient avoir un impact sur les sources possibles de proies et de charogne du carcajou. Discussion : Quel pourcentage de la population canadienne est exposé au piégeage, à la chasse ou aux prises accessoires? Les seules régions exclues sont celles où les animaux ne sont pas accessibles. Est-ce que les superficies ne permettant pas le piégeage atteignent plus de 30 % au Canada? Yn : La plupart des bêtes sont exposées au piégeage et à la chasse au Yukon. Le piégeage est même autorisé dans la plupart des parcs au nord du 60e parallèle (aucun obstacle juridique). Ont. : Pourcentage élevé mais nombre réduit. T.-N. : Aucun. Nt : Le Nunavut compte plus de 90 % de la population et le gouvernement n'exerce pas de compétence en ce domaine. C.-B. : Un accès routier accru (pétrole, gaz et mines) augmentera la récolte. Gravité de l'impact Qc : La situation est très différente dans l'est. Toute mortalité aurait un impact élevé sur la population de l'est. Man. : Le piégeage ou la chasse du carcajou sont autorisés seulement pendant une certaine période de l'année. Le nombre de carcajous augmente dans la province. Alb. : Aucune donnée. Ont. : 4-5 piégés cette année. Comme au Manitoba, le nombre de carcajous augmente (en direction est). Yn : Le nombre de carcajous ne semble pas diminuer. Nt : Même chose, aire de répartition aussi en expansion vers l'est et la partie sud. T.N.-O. : Degré de gravité 1-10 % accepté; la récolte atteint près de 200 individus, avec une légère expansion de l'aire de répartition vers le nord. C.-B. : Récolte stable; l'aire de répartition ne semble pas se contracter. La situation est plutôt désastreuse dans l'est, mais pour l'ensemble du pays, l'impact est probablement négligeable.
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois	D	Faible	Petite (1-10%)	Légère (1-10%)	Élevée (continue)	La densité routière dans les aires de coupe entraîne des perturbations et des cas de mortalité par piégeage et collisions avec des véhicules. Les changements écologiques découlant de l'exploitation forestière ne sont pas permanents, ni nécessairement négatifs. Portée C.-B. : Exploitation forestière partout en C.-B.; environ 80 % de l'aire de répartition. Qc : Besoin d'examiner la connectivité Québec-Ontario. Ont. : L'exploitation forestière s'effectue principalement à l'extrémité sud et la population de carcajous est au nord de cette zone. L'effet est relativement minime, environ 1-10 %. Yn : La récolte de bois de chauffage est plus importante ici. T.N.-O. : Exploitation forestière limitée, mais plus importante qu'on pourrait le penser. Les T.N.-O. ont un plan de transition vers la collecte de pétrole. D'accord avec 1 % pour l'aire de répartition canadienne. Gravité - Question : S'il y a plus d'exploitation forestière, est-ce que l'habitat ne deviendrait pas meilleur pour l'orignal, et donc pour le carcajou? Ont. : Près de Red Lake, dépend vraiment du type de forêt. Si c'est une forêt de feuillus, le carcajou l'évite, même s'il y a plus d'orignaux. Un aspect préoccupant est que nous ne pouvons pas inclure les effets cumulatifs de l'exploitation forestière, qui affecteront le piégeage et la chasse du carcajou. Il faut en tenir compte en 5.1.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	La perturbation des femelles en tanière peut aboutir à l'abandon de la portée et à la mortalité des petits. Les discussions sur 6.1 et 6.3 devraient être similaires; difficile de dissocier les activités récréatives et les autres activités.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
6.3	Travaux et autres activités	D	Faible	Restreinte (11-30 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	Les discussions sur 6.1 et 6.3 devraient être similaires; difficile de dissocier les activités récréatives et les autres activités.
7	Modification du système naturel	D	Faible	Petite (1-10 %)	Légère (1-10 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et lutte contre les incendies		Pas une menace	Restreinte - petite (1-30 %)	Neutre ou potentiellement positive	Élevée (continue)	Les incendies sont un phénomène naturel dans la forêt boréale et les effets sur l'écosystème sont positifs pour le carcajou. Les incendies de forêt constituent certainement un facteur à prendre en compte dans l'aire boréale de l'est; la portée dépasse les 10 %.
7.2	Barrages, gestion et utilisation de l'eau		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
7.3	Autres modifications de l'écosystème	D	Faible	Petite (1-10%)	Légère (1-10%)	Modérée (peut-être à court terme, <10 ans)	Discussion sur les populations de caribous en déclin : * C.-B. : Il y a un déclin de la population dans l'aire des montagnes du Sud, mais l'effet n'est pas un facteur d'importance. Le carcajou peut choisir d'autres ongulés (p. ex. orignal). * Yn : Comme en C.-B.; plus de diversité et les carcajous ne comptent pas uniquement sur le caribou. * Man. : Incertain, mais un employé était convaincu que l'orignal pourrait constituer un facteur. Le gros incendie de forêt a eu lieu il y a 25 ans, et l'habitat de l'orignal est actuellement en croissance, en particulier dans la partie nord de la province. T.N.-O. : L'effectif de la harde de Bathurst a baissé de 90 %, et celui de la harde centrale, d'environ 70 %.
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Insignifiante/négligeable (effet antérieur ou aucun effet direct)	
8.1	Espèces exotiques/non indigènes envahissantes						Man. : Augmentation du cerf de Virginie, autre proie possible qui pourrait influencer la population de carcajous. Les parasites forestiers ont été traités à la section des modifications de l'écosystème (7.3).
9	Pollution		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Faible (peut-être à long terme, >10 ans)	
9.2	Effluents industriels et militaires		Non calculé (dépasse la période d'évaluation)	Inconnue	Inconnue	Insignifiante/négligeable (effet antérieur ou aucun effet direct)	Il pourrait s'agir d'un enjeu, mais l'information est insuffisante. Yn : Un document a été produit, mais je ne me souviens plus des conclusions.
9.3	Effluents agricoles et forestiers		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Insignifiante/négligeable (effet antérieur ou aucun effet direct)	
9.4	Détritus et déchets solides						Peut entraîner l'accoutumance des carcajous et une mortalité résultant du contrôle des animaux. Les détritus n'ont pas contribué à la mort du seul carcajou trouvé; il s'agissait d'une tentative de capture qui serait attribuée au piégeage et à la chasse (5.1).
9.5	Polluants atmosphériques		Inconnue	Inconnue	Inconnue	Élevée (continue)	
9.6	Énergie excessive		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Insignifiante/négligeable (effet antérieur ou aucun effet direct)	C.-B. : Des menaces pourraient entourer l'exploration pétrolière et gazière ou les travaux de maintenance.
10	Phénomènes géologiques		Pas une menace	Négligeable (<1 %)	Neutre ou potentiellement positive	Modérée (peut-être à court terme, <10 ans)	

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 années ou 3 gén.)	Immédiateté	Commentaires
10.3	Avalanches et glissements de terrain		Pas une menace	Négligeable (<1 %)	Neutre ou potentiellement positive	Modérée (peut-être à court terme, <10 ans)	Sources mineures de mortalité. La mortalité du carcajou peut être insignifiante, mais les charognes et les débris des avalanches pourraient être des sources d'alimentation et de sites de tanière.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Élevée (continue)	L'idée qu'une réduction de la couverture neigeuse printanière entraine une réduction de l'étendue de l'habitat du carcajou est discutable. Il est probable qu'une réduction de la durée de la période des neiges n'ait pas d'impact sur les besoins en matière de tanière natale, car une augmentation nette des chutes de neige devrait compenser la période plus brève, avec des accumulations de neige supérieures. Tout impact sur les populations canadiennes de carcajous serait d'abord constaté dans l'aire écologique des montagnes du Sud de la C.-B. et de l'Alberta. Une période des neiges abrégée pourrait accroître la production primaire à l'avantage du carcajou. Discussion sur les conditions neigeuses (étude américaine) et leur éventualité d'ici 10 années. C-B. : La prévision du modèle porte sur 25 ans, plutôt un enjeu à plus long terme. Toutefois, au cours des 10 dernières années, la partie sud de la C.-B. a connu une diminution perceptible de l'enneigement. T.N.-O. : L'impact de la neige est minimal dans les latitudes nordiques. L'enjeu plus important serait l'effet du changement climatique sur les ongulés de plus grande taille, qui aurait aussi un effet sur les espèces de charognards. Effet direct et indirect à la fois. Yn : Ne sais pas, mais une période des neiges abrégée avantagerait les carcajous. L'enjeu de l'étude américaine est controversé en soi, mais la plupart apprécient le modèle proposé par les É.-U. Il faut s'attendre à une diminution considérable des conditions neigeuses favorables à long terme, ce qui aurait un effet, mais dont l'ampleur est incertaine.
11.3	Températures extrêmes		Inconnu	Inconnue	Inconnue	Inconnue	